

UNIVERSIDADE NOVA DE LISBOA

FACULDADE DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS E ENGENHARIA DO AMBIENTE

Estudo do Estado Trófico da Lagoa da Malagueira (Évora) e Proposta de Reabilitação

Por

-

Alda Filipa Moura Lopes

Dissertação apresentada na Faculdade de
Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de
Lisboa para obtenção do grau de Mestrado
Integrado em Engenharia do Ambiente

Orientadora
Professora Doutora Conceição Raimundo Santos

Lisboa, 2009

Agradecimentos

À Professora Doutora Conceição Raimundo, pelo apoio e orientação prestados durante a realização desta dissertação.

À D. Luísa Caldeira, à Dra. Maria José, Dra. Helena Muelle e D. Adélia Costa por toda a ajuda fornecida durante a realização de todo o trabalho prático.

À Engenheira Paula, e restantes funcionários da Câmara Municipal de Évora pelo apoio prestado durante as amostragens efectuadas.

Aos meus pais por sempre me apoiarem durante todo o meu percurso académico, e em especial à minha irmã, Sónia, por ter estado comigo sempre que precisei.

Aos meus amigos e colegas Joana Torres, Ana Rita Ribeiro, Catarina Torres, Hugo Rosa, Mário Ferreira, Miguel Terenas, Tiago Nunes e João Figueiredo, pela companhia e apoio durante a realização desta dissertação.

À Adelina Menáia e Maria João Pereira pela amizade e por ajudarem a descontraír, e em especial ao meu namorado, Charly Silva pela força e motivação.

Resumo

O presente trabalho trata da problemática da eutrofização das massas de água lânticas, no caso particular da Lagoa da Malagueira, um lago artificial situado na cidade de Évora.

Pretende-se determinar o estado trófico da qualidade da água da lagoa com o intuito de avaliar a necessidade de implementar medidas de reabilitação.

A qualidade da água da lagoa foi avaliada, através da realização de análises físico-químicas, biológicas e microbiológicas, efectuadas em amostras recolhidas em duas campanhas de amostragem. Os resultados obtidos permitiram determinar o Índice de Estado Trófico de Carlson (TSI), baseados nos valores de transparência, fósforo total e clorofila *a*.

Uma vez verificada, a necessidade de intervenção para reverter o estado trófico da lagoa, propõe-se neste trabalho, a aplicação do sistema Plocher, que se baseia na aplicação de substâncias que funcionam como catalisadores, permitindo a remoção da poluição da lagoa e a recuperação de um estado de equilíbrio do sistema aquático.

Propõe-se ainda, como alternativa, a utilização de sulfato de alumínio, de forma a precipitar o fósforo, inactivando-o nos sedimentos. No entanto, este tratamento, conduziria a um aumento da quantidade de sedimentos acumulados e levaria à necessidade de efectuar, posteriormente, uma remoção dos sedimentos.

O principal inconveniente destes tratamentos reside na necessidade de serem repetidos com frequência, pelo que se aconselham ainda medidas que evitem uma nova degradação da qualidade da água da lagoa, através da protecção e recuperação das linhas de água, que originam a lagoa, e que apresentam um elevado nível de contaminação.

Abstract

This paper deals with the lentic aquatic system eutrophication problem, in particular the case of “Lagoa da Malagueira”, which is an artificial lagoon in Évora.

Our purpose is to determine the Trophic State Index regarding the water’s quality and evaluate the need for measures to rehabilitate the lagoon.

The quality of the water was evaluated through physicochemical, biological and microbiological analyses, done in samples that were collected in two phases. The results allowed the determination of Carlson’s Trophic State Index, based on the transparency, total phosphorus and chlorophyll *a* values.

Since the need of intervention to reverse the lagoon’s trophic state has been verified, the application of the Plocher System is suggested by this study. This system is based on the application of substances that work as catalysts, allowing the removal of pollution in the lagoon and the recovery of a balanced state in the aquatic system.

As an alternative, the use of aluminum sulfate is also suggested, in order to settle phosphorus, which becomes inactive in the sediments. However this treatment leads to an increase of the sediments accumulated and will result in the need for sediment removal.

The main inconvenience is that these types of treatments require frequency. Therefore other measures to prevent the degradation of the lagoon’s water quality is recommended through the protection and recovery of the streams, that form the lagoon and that show a high level of contamination.

Simbologia e Notações

SST – Sólidos suspensos totais

OD – Oxigénio dissolvido

N₂ – Azoto molecular

NO₃⁻ - Nitrato

NO₂⁻ - Nitrito

NH₄⁺ - Azoto amoniacal

VMA – Valor máximo aceitável

VMR – Valor máximo recomendado

DQA – Directiva Quadro da Água

TOC – Carbono Orgânico Total (Total Organic Carbon)

PNA – Plano Nacional da Água

SNIRH – Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos

CO₂ – Dióxido de Carbono

TSI – Trophic State Index (Índice de Estado Trófico)

Índice de Matéria

Agradecimentos	i
Resumo.....	ii
Abstract	iii
Simbologia e Notações.....	iv
1 Introdução.....	1
1.1 Ecossistemas Lacustres	1
1.2 A Lagoa da Malagueira	8
1.3 Eutrofização.....	10
1.3.1 Os Nutrientes nas massas de água.....	12
1.3.2 Índice de Estado Trófico	16
1.3.3 Recuperação de Sistemas Lacustres Eutrofizados	19
1.4 Legislação Aplicável a Águas Superficiais.	36
2 Objectivos.....	38
3 Metodologia	39
3.1 Amostragem.....	39
3.2 Caracterização das amostras.....	42
3.2.1 Oxidabilidade.....	42

3.2.2	Sólidos em Suspensão Totais	42
3.2.3	Azoto	42
3.2.4	Fósforo	43
3.2.5	Clorofila a	44
3.2.6	Parâmetros Microbiológicos	44
3.3	Índice de Estado Trófico e Classificação da Lagoa	46
3.3.1	Índice de Estado trófico.....	46
4	Resultados e Discussão	47
5	Proposta de Reabilitação	63
5.1	Medidas Preventivas	63
5.2	Medidas Curativas.....	64
6	Conclusões.....	66
7	Bibliografia	68

Índice de Tabelas

Tabela 1.1 - Classificação geral do estado trófico dos lagos em relação ao fósforo e azoto.....	16
Tabela 1.2– Índice de Estado Trófico por Carlson.....	18
Tabela 1.3– Limiares estabelecidos para os três níveis tróficos	18
Tabela 1.4– Anexo XXI do DL 236/98.	37

Índice de Quadros

Quadro 3.1 – Pontos de Amostragem.....	39
Quadro 4.1 – Resultados obtidos na análise efectuada às amostras recolhidas no interior da Lagoa da Malagueira, na primeira amostragem.	51
Quadro 4.2 - Resultados obtidos na análise efectuada às amostras recolhidas no interior da Lagoa da Malagueira, na segunda amostragem.	53
Quadro 4.3 – Resultados obtidos na análise efectuada às amostras recolhidas nas linhas de água, na primeira amostragem.	57
Quadro 4.4 - Resultados obtidos na análise efectuada às amostras recolhidas nas linhas de água, na segunda amostragem.	58
Quadro 4.5 – Resultados de TSI, propostos por Carlson.....	61
Quadro 4.6 – Índice de Estado Trófico, de acordo com o PNA.	61

Índice de Figuras

Figura 1.1 – Esquematização da estrutura física de um lago.....	2
Figura 1.2 – Variação vertical da concentração de oxigénio.....	6
Figura 1.3 - Lagoa da Malagueira.	9
Figura 1.4 – Ciclo do azoto num meio aquático.....	13
Figura 1.5 – Ciclo do fósforo num meio aquático..	14
Figura 1.6 – Disco de Secchi.	17
Figura 1.7 – Lac de Joux.....	27
Figura 1.8 - Heid Lake, Graubünden, Suíça.	27
Figura 1.9 - Serengeti Safari Park, Alemanha.....	28
Figura 1.10 - Escola americana de agricultura, Thessaloniki, Grécia, antes e depois de tratamento.	28
Figura 1.11 – Resultados da saturação de oxigénio durante os meses de Verão, antes e após tratamento.	29
Figura 1.12 – Resultados de turvação durante os meses de verão, antes e após tratamento... ..	30
Figura 1.13 – Resultado da redução de clorofila a e feopigmentos.....	31
Figura 1.14 – Resultados da redução de cianobactérias.....	32
Figura 1.15 – Resultado da aplicação do Sistema Plocher num lago em Casal de Cambra.	33
Figura 1.16 – Lagoa antes do tratamento.	34

Figura 1.17 – Lagoa após tratamento.	34
Figura 1.18 – Aspecto do lago nos dias de hoje.	35
Figura 3.1 – Linha de Água a Sudoeste (Ponto 7), na colheita de Outubro.	40
Figura 3.2 – Pontos de amostragem	40
Figura 4.1 – Variações ao longo da profundidade e sazonalidade em P1.....	47
Figura 4.2- Variações ao longo da profundidade e sazonalidade em P2.	48
Figura 4.3 – Variações ao longo da profundidade e sazonalidade em P3.....	49
Figura 4.4 – Pormenor do estado da lagoa.	62

1 Introdução

1.1 Ecossistemas Lacustres

Definição e Classificação

Sistemas lacustres são ecossistemas lênticos, como lagos, lagoas e pântanos. Lêntico refere-se a água parada, ou seja as massas de água lênticas não apresentam velocidade de escoamento ou então a sua velocidade é mínima.

Os lagos naturais (Lerman, et al, 1995) podem ser definidos como aqueles que são encontrados em depressões naturais, sem interferência humana, como escavação ou construção de barreiras.

Uma outra referência afirma que para ser considerada um lago, uma massa de água deve cumprir os seguintes pressupostos (Heinonem, et al, 2000):

- Deve encher totalmente ou parcialmente uma bacia;
- Deve apresentar o mesmo nível, ou aproximadamente, em toda a sua extensão;
- Em geral, sem comunicação com o mar;
- Deve ter uma taxa de afluência tão baixa, que os sedimentos suspensos são capturados;
- A área deve exceder um valor específico (1 ha).

Ao longo dos anos os lagos têm sido sujeitos a classificação, havendo várias formas de os classificar.

do lago até uma zona de profundidade onde a intensidade de luz é cerca de 1% em relação à da superfície. A zona afótica estende-se desde a zona fótica até ao fundo do lago, onde a luz não é suficiente para ocorrência de fotossíntese. No entanto a respiração processa-se em profundidade, o que torna esta zona numa zona de consumo de oxigénio. (Goldman & Horne, 1983)

Geomorfologia e Morfometria

A geomorfologia destes sistemas está interligada com acontecimentos de natureza física, química e biológica, que ocorrem dentro das bacias e que têm um papel importante no controlo do metabolismo do sistema. É esta que controla a natureza da drenagem, entradas de nutrientes e volume que afluem ao lago em relação ao tempo de renovação de todo o fluxo do lago.

A morfometria da bacia e o volume afluente influenciam os padrões térmicos e de estratificação, que por sua vez determinam a distribuição de gases dissolvidos, nutrientes e organismos. (Wetzel, 1993)

A morfologia das bacias tem efeitos sobre as variáveis físicas, químicas e biológicas do lago. A sua forma é variada e reflecte a sua origem, os fenómenos resultantes da alteração do movimento da água e as afluências provenientes da bacia hidrográfica. (Wetzel, 1993)

A produtividade de um lago é determinada em parte pela forma da bacia onde teve origem. Por exemplo, um lago formado numa encosta inclinada, com forma de V, e com elevada profundidade tem uma produtividade baixa. Um lago pouco fundo, e uma grande percentagem de água em contacto com os sedimentos apresenta, em geral, maiores produtividades. (Wetzel, 1993)

Por outro lado, o tipo de bacia também influencia a quantidade de minerais existentes na massa de água e os tipos de sedimentos que vão existir e portanto a sua capacidade de acumulação de nutrientes.

Estratificação

Alguns destes sistemas lacustres, suficientemente grandes, sofrem estratificação térmica sazonal, devido às diferenças de temperatura que se verificam na atmosfera. Quando a temperatura do ar aumenta provoca um aquecimento da superfície da massa de água, mas como não é suficiente para aquecer toda a massa de água, as zonas mais profundas arrefecem, havendo a formação de diferentes camadas de água provocada pela diferença de temperatura. Estas camadas são designadas por epilimnion (camada superficial), hipolimnion (camada mais profunda) e metalimnion (camada intermédia). Esta estratificação térmica originada pelas diferentes densidades na coluna de água condiciona a distribuição de nutrientes.

As alterações que se verificam durante a estratificação e que influenciam a distribuição de nutrientes afectam as comunidades bióticas existentes no ecossistema.

As diferenças que ocorrem nas diferentes camadas estratificadas manifestam-se também a nível de pH, o fundo será mais ácido afectando a biodiversidade aquática. (Closs, et al, 2004) Ocorrem também alterações a nível da quantidade de nutrientes, sendo que as zonas mais profundas são, em geral, mais ricas em nutrientes. Quando a situação de estratificação desaparece e ocorre a mistura entre as diferentes camadas da massa de água, os nutrientes que se encontravam em profundidade ascendem à superfície podendo originar *blooms* algais.

Oxigénio

O oxigénio existe no meio aquático através de trocas com a atmosfera ou como produto resultante da fotossíntese. Por outro lado, é consumido através da respiração de organismos vivos ou em reacções químicas inorgânicas. (Likens & Wetzel, 1995)

A distribuição do oxigénio dissolvido (OD) na massa de água depende das condições de mistura uma vez que se estabelece um equilíbrio entre o oxigénio atmosférico e o dissolvido na água. Se o Oxigénio Dissolvido (OD) em profundidade estiver perto da saturação então é estabelecido o equilíbrio em poucos dias. Quando um lago é muito profundo é necessário um período de tempo mais prolongado para se atingir o equilíbrio, podendo este não ser atingido quando ocorre estratificação térmica. (Wetzel, 1993)

No caso de um lago oligotrófico (poucas entradas de nutrientes e baixa produtividade), a concentração de oxigénio em profundidade é regulada por factores físicos. No epilimnion a concentração de oxigénio diminui à medida que aumenta a temperatura, enquanto que no hipolimnion, a concentração de oxigénio aumenta devido à diminuição de temperatura. Este perfil de oxigénio é designado por ortogrado.

Por outro lado, temos os lagos eutróficos (muita entrada de nutrientes e elevada produtividade), onde a concentração de oxigénio no hipolimnion se esgota rapidamente devido à oxidação biológica da matéria orgânica. A curva que apresenta este estado anaeróbio no hipolimnion designa-se por clinograda

A figura 1.2 representa uma distribuição hipotética da concentração de oxigénio. Verifica-se que quando há mistura completa da massa de água, ou seja há circulação, geralmente na Primavera e no Outono, a concentração mantém-se constante. Quando há estratificação no

Verão e no Inverno, as diferenças identificadas anteriormente, entre um lago oligotrófico e um eutrófico, são visíveis.

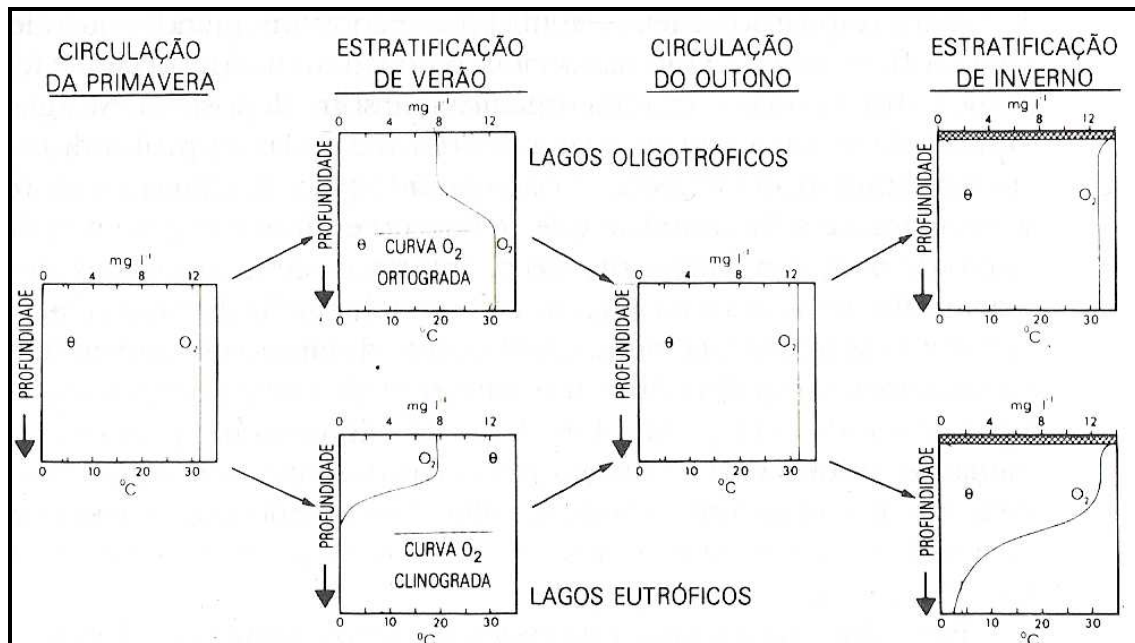


Figura 1.2 – Variação vertical da concentração de oxigênio. [Fonte: Wetzel, 1993]

Radiação Solar

A radiação solar é um parâmetro muito importante no metabolismo de uma massa de água. Quase toda a energia que controla o metabolismo de lagos é proveniente de energia solar. Para além da utilização biológica, a absorção de energia solar e a sua dissipação como calor afecta a estrutura térmica, a estratificação da massa de água e a circulação. (Likens & Wetzel, 1995)

Organismos Vivos

Em relação à vida existente nas massas de água sabe-se que é governada pela alta densidade do meio, baixa salinidade, alta solubilidade de materiais orgânicos e inorgânicos e pelo desenvolvimento de perfis verticais. (Schwoerbel, 1987)

O desenvolvimento dos diferentes perfis promove alterações nas suas características, logo as espécies existentes nesses perfis vão ser diferentes.

A predominância das espécies nas diferentes camadas, está relacionada com as características que estas apresentam e qualquer alteração poderá provocar uma diminuição do número de espécies. Por exemplo, uma diminuição na concentração de OD no hipolimnion, vai provocar uma alteração no estado aeróbio nesta camada, podendo mesmo tornar-se anaeróbio, o que irá promover uma diminuição de espécies aeróbias e um predomínio de espécies anaeróbias.

1.2 A Lagoa da Malagueira

A Lagoa da Malagueira situa-se na cidade de Évora, junto ao bairro da Malagueira. É uma lagoa artificial, formada na confluência de três linhas de água através da construção de um muro de retenção.

A lagoa tem uma área de cerca de 2 676 m², e uma profundidade máxima de cerca de 3 m. No centro da lagoa existe um sistema de arejamento que tem por objectivo impedir que as condições de anaerobiose da massa de água atinjam os níveis mais superficiais.

Na bacia hidrográfica drenante à lagoa existem dois colectores. Um colector pluvial que descarrega na linha de água que afluí à lagoa de sudoeste, e um outro colector de água residual. Este, último, não tendo capacidade suficiente para o caudal que recebe em determinadas circunstâncias, descarrega para as linhas de água que formam a lagoa, contaminando-a. Em relação à área envolvente da lagoa, é uma zona relvada, com urbanização em redor.

Sendo que se trata de uma lagoa paisagística, e não tendo a água nenhum uso específico, não deverá haver contacto directo da população com a água. A água deverá, no entanto, apresentar uma qualidade que não gere incómodos para a população envolvente, como maus cheiros ou aspecto desagradável.



Figura 1.3 - Lagoa da Malagueira.

1.3 Eutrofização

“ «Definição de Eutrofização»: o enriquecimento do meio aquático com nutrientes, sobretudo compostos de azoto e ou de fósforo, que provoque o crescimento acelerado de algas e de formas superiores de plantas aquáticas, perturbando o equilíbrio biológico e a qualidade das águas em causa.” (Decreto - Lei 152/1997, 1997)

A eutrofização resulta de um aumento da produtividade do meio aquático, que pode ser definida como a sua capacidade de produzir matéria viva, e dependendo também das suas características físicas e químicas. Traduz-se numa diminuição do volume total do ecossistema. O aumento dos nutrientes disponíveis origina “*blooms*” de algas verdes e de cianobactérias de que podem resultar efeitos nocivos.

Este fenómeno é um processo natural de envelhecimento de lagos, mas hoje em dia é cada vez mais comum devido a actividades humanas. Inúmeros lagos, albufeiras e rios são afectados, alterando assim o equilíbrio dos ecossistemas e a qualidade das águas, limitando a sua utilização.

O processo de envelhecimento natural é muito lento mantendo o sistema em equilíbrio. No entanto, quando se deve a actividades humanas o processo é acelerado, interrompendo os ciclos biológicos e químicos e originando a morte do sistema.

As fontes de nutrientes geradas pelas actividades humanas são as principais causas de eutrofização, sendo as mais comuns escorrências de campos agrícolas, efluentes industriais e esgotos urbanos. Os nutrientes descarregados nos ecossistemas aquáticos tornam-se disponíveis para o crescimento de fitoplâncton.

O aumento de fitoplâncton, e consequente diminuição da transparência da água, provoca uma diminuição da penetração de luz, afectando a comunidade de macrófitas que vivem na zona litoral, assim como a diversidade no habitat litoral.

O processo de crescimento de matéria vegetal é contínuo enquanto existirem nutrientes necessários a esse crescimento. Quando algum faltar há uma paragem no crescimento e a população vegetal morre. A matéria orgânica morta deposita-se no fundo dos lagos, o que permite o desenvolvimento de organismos heterotróficos, que promovem um consumo excessivo de oxigénio que acaba por se esgotar dando origem a condições de anaerobiose. (Oliveira, 2004)

Uma outra causa do estado trófico de um lago está relacionada com as espécies existentes no ecossistema. Numa massa de água, em que as espécies que se alimentam de fitoplâncton tendem a desaparecer, vai deixar de existir um controlo biológico e natural sobre o crescimento do fitoplâncton, o qual aumenta em quantidades suficientemente elevadas para levar a um estado de eutrofização. (Closs, et al, 2004)

1.3.1 *Os Nutrientes nas massas de água*

Os principais nutrientes responsáveis pela eutrofização das massas de água são o azoto e o fósforo.

➤ Azoto

O azoto existe na água sob a forma molecular dissolvida (N_2), compostos orgânicos como aminoácidos, aminas e proteínas, iões amónio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-).

Este nutriente chega às massas de água pelas seguintes formas: precipitação, fixação de azoto na água e sedimentos e drenagem superficial e subterrânea, enquanto as perdas dão-se por fluxo efluente da bacia, redução de NO_3^- a N_2 e perda permanente por sedimentação.

O ciclo do azoto engloba um conjunto de processos bioquímicos, onde as várias formas de azoto são alteradas através de fixação, assimilação, oxidação e redução de natureza microbiana.

A concentração de N_2 varia em profundidade, consoante o grau de estratificação da massa de água, podendo ser menor nas zonas mais superficiais devido à baixa solubilidade do N_2 , que diminui com o aumento de temperatura, e maior nas zonas mais profundas devido à desnitrificação.

A decomposição de compostos azotados, pelas bactérias heterotróficas, origina a libertação de amónia (NH_4^+). Em condições aeróbias, a concentração deste composto é normalmente baixa na água pois é utilizado por fitoplâncton e bactérias. Por outro lado ocorre nitrificação, por determinadas bactérias quimioautotróficas, originando NO_2^- e NO_3^- . No hipolimnion de um lago eutrofizado, a nitrificação deixa de ocorrer devido à falta de oxigénio que se verifica, aumentando a concentração de NH_4^+ nas zonas mais fundas da massa de água. (Wetzel, 1993)

A figura seguinte representa esquematicamente o ciclo do azoto numa massa de água.

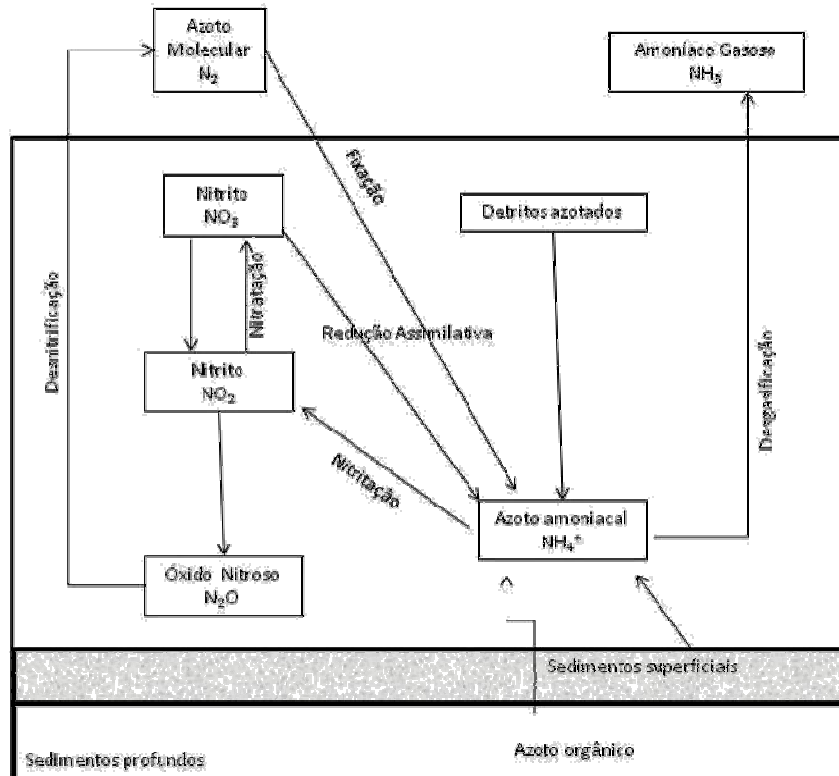


Figura 1.4 – Ciclo do azoto num meio aquático. [Adaptado de: Sevrin - Reyssac, et al, 1995].

➤ Fósforo

O fósforo tem um papel essencial no metabolismo biológico e, quando comparado com outros elementos essenciais (carbono, azoto, hidrogénio, oxigénio, enxofre), é o menos abundante, sendo portanto o elemento limitante para a produtividade biológica em águas interiores. Assim, de modo a evitar a eutrofização neste tipo de águas, a concentração de fósforo não deverá ser superior a 0,01 mg P/L. (Oliveira, 2004)

O fósforo total nas águas existe nas formas particulada e dissolvida. O fósforo particulado encontra-se nos seres vivos, na forma de ácidos nucleicos, fosfoproteínas, ésteres de enzimas,

vitaminas e fosfatos de nucleotícos, e em formas minerais resultantes da degradação de rochas e adsorvido à matéria orgânica morta. Por outro lado, o fósforo dissolvido pode ser constituído por ortofosfatos, polifosfatos, colóides orgânicos e ésteres fosfóricos. (Wetzel, 1993)

O afluxo de fósforo a um lago resulta num aumento da produtividade primária do mesmo.

Na figura 1.5 está representado o ciclo de fósforo numa massa de água.

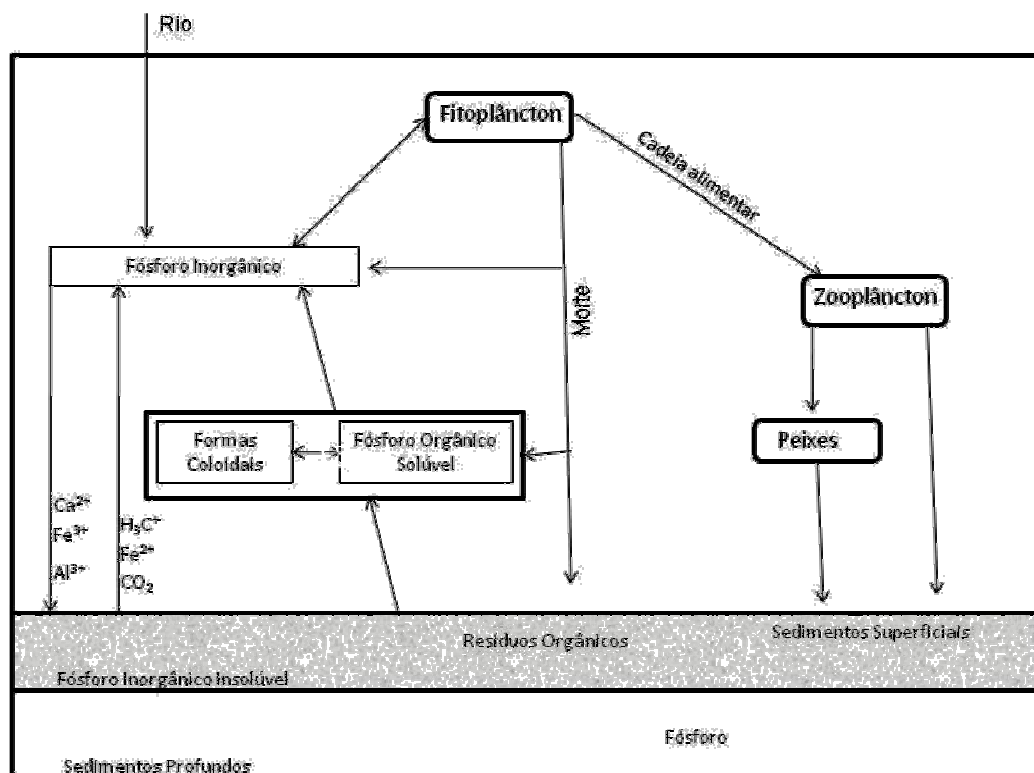


Figura 1.5 – Ciclo do fósforo num meio aquático. [Adaptado de: Sevrin - Reyssac, et al, 1995].

As trocas de fósforo na interface sedimentos-água são reguladas por reacções de oxidação redução, que são dependentes do oxigénio existente, da solubilidade dos minerais, da actividade metabólica das bactérias e da turbulência resultante de processos físicos e bióticos.

OS níveis de fósforo são mais elevados nos sedimentos do que na coluna de água. Em condições aeróbias o equilíbrio de trocas são, em geral, unidireccionais para os sedimentos. Há maior deposição nos sedimentos do que libertação destes. Por outro lado, em anaerobiose as trocas inorgânicas, que ocorrem na interface sedimentos-água, são influenciadas por condições redutoras.

Nas massas de água interiores, a distribuição da concentração de fósforo, em profundidade, apresenta uma curva ortograda acompanhando a curva ortograda de oxigénio, em lagos pouco produtivos, estratificados ou não. (Oliveira, 2004)

Por outro lado, as massas de água que apresentam curvas clinogradas de oxigénio, contêm teores de fósforo superiores nas camadas mais profundas do que à superfície nos períodos de estratificação. Este facto promove uma diferença qualitativa, uma vez que o fósforo do hipolimnion resulta da libertação de fósforo dos sedimentos, enquanto no epilimnion o fósforo encontra-se retido nos organismos e acompanha as flutuações de produtividade. (Oliveira, 2004) A restituição de fósforo, existente nos sedimentos, para a coluna de água está relacionada com a falta de oxigénio no hipolimnion, durante a estratificação de Verão.

Nesta fase o ciclo do fósforo é controlado por processos químicos e não biológico, apesar da existência de bactérias nos sedimentos (*Pseudomonas*, *Bacterium*, *Chromobacterium*) que mobilizam o fósforo.

As escorrências nas bacias hidrográficas são a principal fonte de fósforo nas massas de água, sendo que a sua concentração é condicionada pelo tipo de solo da bacia, e pelo seu uso. A concentração de fósforo nas escorrências deve-se à utilização de fertilizantes na agricultura.

1.3.2 Índice de Estado Trófico

Um estudo efectuado (Wetzel, 1993), a vários lagos e massas de água, levou ao estabelecimento de classes de estado trófico desses lagos. Esta classificação geral foi determinada tendo em conta as concentrações de azoto, fósforo, clorofila *a* e profundidade de penetração de luz. Esta classificação encontra-se na tabela 1.1.

Tabela 1.1 - Classificação geral do estado trófico dos lagos em relação ao fósforo e azoto. [Fonte: Wetzel, 1993].

PARÂMETRO (VALORES MÉDIOS ANUAIS)	OLIGOTRÓFICO	MESOTRÓFICO	EUTRÓFICO	HIPEREUTRÓFICO
Fósforo total (mg m^{-3})				
Média	8,0	26,7	84,4	—
Variação	3,0-17,7	10,9-95,6	16-386	750-1200
N	21	19	71	2
Azoto total (mg m^{-3})				
Média	661	753	1875	—
Variação	307-1630	361-1387	393-6100	—
N	11	8	37	—
Clorofila <i>a</i> (mg m^{-3}) do fitoplankton				
Média	1,7	4,7	14,3	—
Variação	0,3-4,5	3-11	3-78	100-150
N	22	16	70	2
Picos de clorofila <i>a</i> (mg m^{-3}) («caso pior»)				
Média	4,2	16,1	42,6	—
Variação	1,3-10,6	4,9-49,5	9,5-275	—
N	16	12	46	—
Profundidade da Transparência de Secchi (m)				
Média	9,9	4,2	2,45	—
Variação	5,4-28,3	1,5-8,1	0,8-7,0	0,4-0,5
N	13	20	70	2

Esta tabela servirá de base para uma análise comparativa dos resultados obtidos na realização deste trabalho.

Os Índices de Estado Trófico (TSI) propostos por Carlson (1977), são determinados com base na profundidade de observação do Disco de Secchi (SD), nas concentrações de fósforo total (TP) e clorofila *a* (Cl *a*). Para a determinação destes índices a profundidade de observação do Disco

de Secchi deve estar expressa em m, e as concentrações de fósforo total e de clorofila *a* em $\mu\text{g/L}$.

Para compreender estes índices é necessário um esclarecimento sobre estes parâmetros. O disco de Secchi é um instrumento utilizado para medir a profundidade de penetração de luz numa determinada massa de água que depende da sua transparência. É inserido na água verticalmente até deixar de ser visível, a altura medida dá-nos a profundidade de penetração de luz.



Figura 1.6 – Disco de Secchi.

As concentrações de fósforo total e clorofila *a* fornecem informação sobre a quantidade de fósforo e de biomassa clorofilina existente na massa de água.

A tabela seguinte mostra a classificação dada às massas de água, através dos valores de TSI determinados com base na profundidade de Disco de Secchi (SD) e concentrações de fósforo total (TP) e clorofila *a* (Cla).

Tabela 1.2– Índice de Estado Trófico por Carlson.

TSI	Clorofila <i>a</i>	Fósforo	Profundidade do Disco de Secchi	Classe Trófica
<40	0-2,6	0-12	>8	Oligotrófico
40-50	2,6-7,3	12-24	4-2	Mesotrófico
50-70	7,3-56	24-96	2-0,5	Eutrófico
>70	>56	>96	<0,5	Hipereutrófico

Outro índice de estado trófico, utilizado pelo Plano Nacional da Água (PNA), baseia-se apenas nas concentrações de fósforo total, como elemento determinante do estado trófico, e os valores de clorofila *a*, como elemento de resposta do ecossistema ao estado trófico. Não foi considerada a transparência da coluna de água porque uma grande parte da turvação resulta de sólidos suspensos inorgânicos. (Plano Nacional da Água, 2003)

Foram analisados estes parâmetros para várias albufeiras em Portugal, de modo a classificá-las de acordo com o seu estado trófico. Para tal foram utilizados os limiares apresentados na Tabela 1.3, baseados nos limiares da OCDE. Foram efectuadas algumas alterações ,pois foram verificadas discordâncias entre as classificações tróficas obtidas nos Planos de Bacia Hidrográfica e o conhecimento das situações de campo.

Tabela 1.3– Limiares estabelecidos para os três níveis tróficos [Fonte: Plano Nacional da Água]

PARÂMETRO	OLIGOTROFIA	MESOTROFIA	EUTROFIA
Fósforo total (mg/m ³)	<10.0	10.0 – 50.0	>50.0
Biomassa clorofilina (mg/m ³)	<2.5	2.5 – 15.0	>15.0

1.3.3 Recuperação de Sistemas Lacustres Eutrofizados

Antes de qualquer decisão sobre o tipo de tratamento a ser efectuado num lago eutrofizado, deve ser avaliado o seu estado e as causas que deram origem a esse estado. Esta avaliação permite uma recolha de dados que serão utilizados para escolher o melhor tratamento possível. (Cooke, et al, 1993)

TÉCNICAS DE RESTAURAÇÃO DE LAGOS.

As técnicas de restauração podem ser divididas em quatro categorias, consoante o objectivo principal:

- Controlo de problemas causados por algas;
- Controlo de excesso de produção de macrófitas;
- Mitigar problemas de oxigénio;
- Remover sedimentos.

Problemas com algas

Como a biomassa de algas depende da concentração de nutrientes limitantes na zona fótica, deve ser determinada a principal fonte desses nutrientes. A primeira acção a ter em conta será a de controlar a fonte exterior de nutrientes de modo a evitar um afluxo destes para a massa de água.

Inactivação de Fósforo

A inactivação de fósforo tem como objectivo baixar a quantidade de fósforo removendo-o da coluna de água e retardando a sua libertação dos sedimentos, dado que esta libertação é significativa para o atraso na recuperação da qualidade do lago. (Cooke, et al, 1993)

Esta inactivação pode ser efectuada com adição de um sal de alumínio à massa de água, sendo que o mais utilizado é o sulfato de alumínio. Esta adição leva à formação de fosfatos de alumínio e flocos de hidróxido de alumínio, que sedimentam no fundo.

Diluição e Descarga

Esta técnica pode melhorar a qualidade em lagos eutróficos de duas formas: diminuindo a concentração de nutrientes limitantes (diluição); e aumentando a taxa de renovação da água (descarga). Ambas são eficazes na redução de biomassa planctónica.

A adição de água promove uma elevada diluição de nutrientes reduzindo a sua concentração dentro do lago, a qual determina o crescimento máximo do fitoplâncton. Ao aumentar a entrada de água, aumenta a taxa de descarga que por sua vez provoca um aumento na taxa de perda de algas planctónicas.

A diluição é eficiente, ainda que a taxa de descarga seja insuficiente para promover a remoção de algas. Por outro lado, o aumento da taxa de descarga afecta a perda de biomassa algal sem redução da concentração de nutrientes.

Estas técnicas têm resultado no tratamento de vários lagos, tais como o Green Lake, em Seattle, ou o Moses Lake, em Washington.

Para uma eficiência elevada é necessária uma diferença entre as concentrações existentes inicialmente na lagoa e na massa de água resultante da diluição. A taxa de descarga deve igualar a taxa de crescimento de algas, de modo a que o controlo de biomassa algal seja eficiente. (Cooke, et al, 1993)

As vantagens no uso da técnica de diluição incluem:

- Baixos custos, se houver disponibilidade de água;

- Eficiência imediata e provada, se o nutriente limitante puder ser diminuído;
- Sucesso de eficiência mesmo que a água disponível tenha alguma concentração de nutrientes.

No entanto a principal limitação prende-se com a disponibilidade de água com baixas concentrações de nutrientes.

Protecção contra escorrências

As boas práticas de uso do solo podem ser utilizadas para controlar as escorrências e consequente arrastamento de nutrientes para dentro do lago.

O cuidado com a utilização de fertilizantes dentro de uma bacia hidrográfica é um exemplo destas boas práticas referidas.

Diminuição da dimensão hipolimnion

Com esta técnica o tempo de retenção no hipolimnion decresce, as alterações que promovem o aparecimento de condições anaeróbias diminuem e a disponibilidade de nutrientes no epilimnion é reduzida. Pode ser aplicada a lagos estratificados cujo hipolimnion anaeróbio restringe o habitat e promove a libertação de fósforo e outros compostos dos sedimentos.

A estratificação é enfraquecida devido ao aprofundamento do epilimnion, mas não é eliminada. Se isto ocorresse haveria um aumento no transporte de nutrientes do hipolimnion para o epilimnion.

Problemas com Macrófitas

O principal problema associado às plantas macrófitas é o aparecimento de mosquitos, que podem levar à proliferação de algumas doenças.

O excesso de macrófitas resulta muitas vezes da eutrofização. Ainda assim, o controlo do seu crescimento não resulta da redução de nutrientes no lago, uma vez que a absorção de nutrientes é feita directamente nos sedimentos. (Cooke, et al, 1993)

O controlo deste tipo de plantas pode ser efectuado por métodos manuais ou mecânicos.

Remoção Manual/ Corte

Dentro dos mecanismos manuais temos a remoção manual (corte), que tem sido utilizado em muitos locais em conjunto com barreiras de fundo. É utilizado em zonas sensíveis ou por motivos estéticos.

Dragagem

Este método é efectuada no fundo das massas de água. Baseia-se na sucção das plantas, com utilização de dragas operadas por mergulhadores. Uma bomba de venturi, montada na margem, providência a sucção através de mangueiras, manejadas pelos mergulhadores que removem selectivamente a vegetação pretendida, escavando as raízes nos sedimentos. (Cooke, et al, 1993)

As vantagens desta técnica incluem:

- Selecção da vegetação a remover;
- As plantas são recolhidas, minimizando o risco de futura propagação;
- Perturbação dos sedimentos é mínima;
- A operação é específica ao local, podendo ser aplicada em sítios onde nenhum outro método é possível

Por outro lado apresenta também algumas limitações, tais como:

- Baixas taxas de remoção e custos elevados;
- Apresenta riscos para a saúde dos mergulhadores;
- Em populações densas a remoção é lenta.

Os métodos mecânicos incluem colheita, revestimento de sedimentos ou desenraizamento.

Colheita

A colheita de plantas através da utilização de maquinaria é aplicada durante o crescimento, quando a vegetação submersa atinge a superfície da água.

Algumas das suas vantagens prendem-se com:

- Não é inibida por regulamentações ou opinião pública;
- Os restos são recolhidos imediatamente;
- É possível escolher as espécies a serem removidas;
- Remove biomassa que poderia ser uma fonte de nutrientes com a morte da planta;

As suas desvantagens incluem:

- Remoção e recolha da vegetação cortada;
- As plantas removidas têm pouco valor económico, logo a sua eliminação gera custos;
- Aplicável a pequenas áreas;

Revestimento de sedimentos

Esta técnica impede que a radiação atinja a camada de sedimentos e consequentemente ocorrência de fotossíntese. Impede o crescimento de plantas nos sedimentos e o seu contacto com a coluna de água.

A sua eficiência prende-se com o tipo de material utilizado, podendo este ser de polietileno ou polipropileno por exemplo. O material ideal será opaco, deve permitir a libertação de gases, não deve ser flutuante de modo a evitar o levantamento, deve apresentar um preço competitivo e longa duração.

As desvantagens prendem-se com os custos de implantação, a dificuldade de ser aplicado em grandes áreas e não corrigem a causa do problema. Por outro lado, não permitem a libertação de tóxicos. (Cooke, et al, 1993)

Desenraizamento

Foi desenvolvido quando a colheita/corte não era eficaz na remoção das plantas. Esta técnica actua a nível do sistema das raízes, reduzindo ou impedindo o desenvolvimento ou crescimento, reduz a densidade de colónias superficiais prevenindo o aparecimento de plantas que evoluam como praga ou a dispersão.

Ao eliminar as plantas pela raiz a sua futura dispersão é quase impossível, pois as plantas não têm capacidade de se desenvolver.

Remoção de sedimentos

Esta técnica permite o controlo de macrófitas, e também de algas. Tem como objectivos aprofundar a lagoa, controlar nutrientes e macrófitas enraizadas e remover substâncias tóxicas.

As preocupações ambientais, associadas a esta técnica, existem dentro e fora da lagoa. Dentro da massa de água, a maior preocupação centra-se na ressuspensão de sedimentos durante a remoção, que podem estar contaminados com substâncias tóxicas e nutrientes. Fora do lago, o maior problema prende-se com a disposição final dos sedimentos removidos.

Arejamento do hipolimnion

O arejamento do hipolimnion é uma técnica de gestão de lagos, concebida para contrariar a anoxia no hipolimnion e os seus problemas associados, como a solubilidade de metais que são indesejáveis nas reservas de água ou a limitação de espécies de água fria existentes nesta camada.

O primeiro objectivo é aumentar a concentração de oxigénio sem que a estratificação seja eliminada. O segundo é aumentar o habitat e o alimento para as espécies de água fria que aí habitam. Por último, se as trocas de fósforo entre sedimentos e água forem controladas pela redução de ferro, então a libertação de fósforo deverá diminuir ao serem estabelecidas condições aeróbias.

SISTEMA PLOCHER

Em 1980, Roland Plocher desenvolveu um sistema de modo a estimular processos auto-regenerativos das massas de água. Este sistema, indicado para tratamento de lagos e lagoas que apresentem sinais de eutrofização, contempla produtos que induzem um reequilíbrio dos ciclos biológicos e ecológicos. (Wallenstein, 2006)

Os resultados no restauro de lagos eutrofizados e biologicamente mortos foram surpreendentes e muito falados pelos meios de comunicação na Alemanha, Suíça e França.

Hoje em dia, existe uma gama de produtos utilizados em todo o mundo, não só no tratamento de águas (residuais e de consumo humano), mas também em tratamento de solos contaminados.

Os produtos comercializados pela empresa (Wallenstein Creating Solutions) são todos patenteados, não sendo possível descrever a sua composição. Sabe-se apenas que este sistema funciona como um catalisador natural que regenera a água ao estimular a sua capacidade de purificação natural pelo que, além de eliminar os sintomas elimina também as causas. Deve-se ter em conta todo o sistema ecológico em torno da água de modo a atingir estabilidade e regressar à condição de equilíbrio.

No caso de tratamento de águas superficiais, existe um produto específico que é aplicado no lago/lagoa, consoante o seu volume e estado trófico. As dosagens dos produtos são dependentes do volume de água a tratar, quanto maior for o volume menor será a dose aplicada por m². Neste caso (água superficial) a aplicação dos reagentes depende do ambiente envolvente à massa de água, e deve-se ainda ter em conta situações de contaminações permanentes onde os resultados poderão não ser definitivos.

O primeiro lago a ser restaurado com a aplicação do Sistema Plocher foi o Lac de Joux (figura 1.7) situado na zona francesa da Suíça em 1984.



Figura 1.7 – Lac de Joux [Fonte: Wallenstein. 2006]

Desde então tem sido utilizado em numerosos lagos e charcos na Alemanha, Áustria e Suíça.

As figuras seguintes são exemplos de lagos tratados através deste sistema.



Figura 1.8 - Heid Lake, Graubünden, Suíça. [Fonte: Wallenstein. 2006]



Figura 1.9 - Serengeti Safari Park, Alemanha. [Fonte: Wallenstein. 2006]



Figura 1.10 - Escola americana de agricultura, Thessaloniki, Grécia, antes e depois de tratamento.

[Fonte: Wallenstein. 2006]

Em França, o sistema tem sido utilizado, desde 2005, para o tratamento do Lac des Sapins. Nesta situação, a principal causa de poluição foi o excesso de adubação dos solos que conduziu à existência de cianobactérias. (Wallenstein, 2007)

O sistema foi aplicado de forma a melhorar a transparência, e para garantir uma qualidade de água destinado ao uso balnear.

Após dois anos de tratamento os resultados são visíveis e com uma elevada eficiência. Nas margens é possível observar-se o fundo da lagoa e os níveis de oxigénio aumentaram, incluindo nas zonas de maior profundidade. Estes valores de oxigénio foram mantidos, mesmo com uma carga adicional de poluentes provenientes da forte pluviosidade. A turvação baixou significativamente tal com o crescimento algal.

A figura 1.11 mostra o aumento significativo de saturação de oxigénio nos meses de verão, desde o início do tratamento. No final do ano 2007, o sucesso do tratamento era visível pois constatou-se um nível estável de oxigénio nas zonas mais profundas da lagoa.

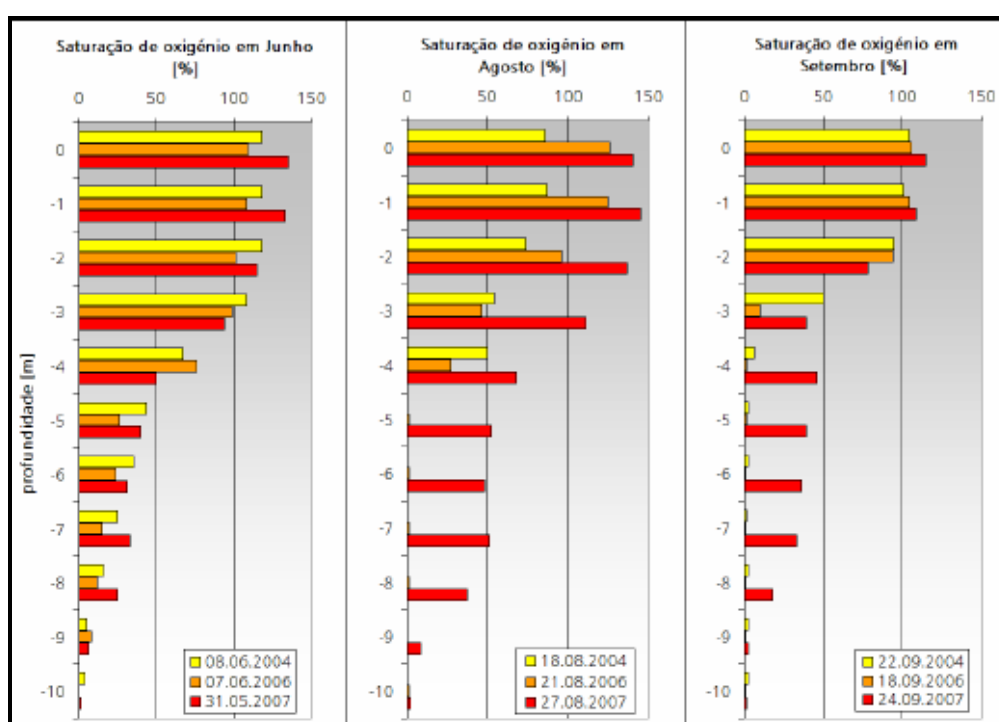


Figura 1.11 – Resultados da saturação de oxigénio durante os meses de Verão, antes e após tratamento. [Fonte: Wallenstein. 2006]

Na figura 1.12, verifica-se a elevada eficiência na remoção de turvação. A remoção foi altamente eficiente em zonas mais profundas. Nos meses de Junho e Agosto é difícil fazer uma comparação exacta nas zonas mais fundas, devido à falta de dados.

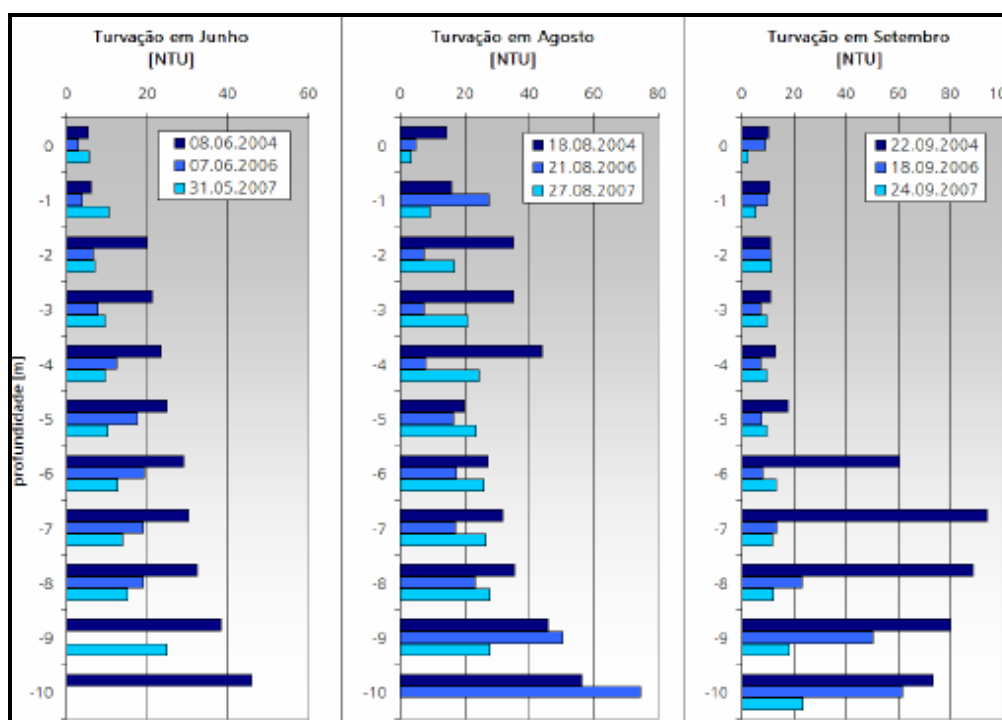


Figura 1.12 – Resultados de turvação durante os meses de verão, antes e após tratamento. [Fonte: Wallenstein. 2006]

A figura 1.13 mostra a elevada redução de clorofila a e de feopigmentos observada desde o início do tratamento. No último ano de tratamento verificou-se uma redução superior a 50% em relação aos valores verificados na lagoa antes do tratamento (2004).

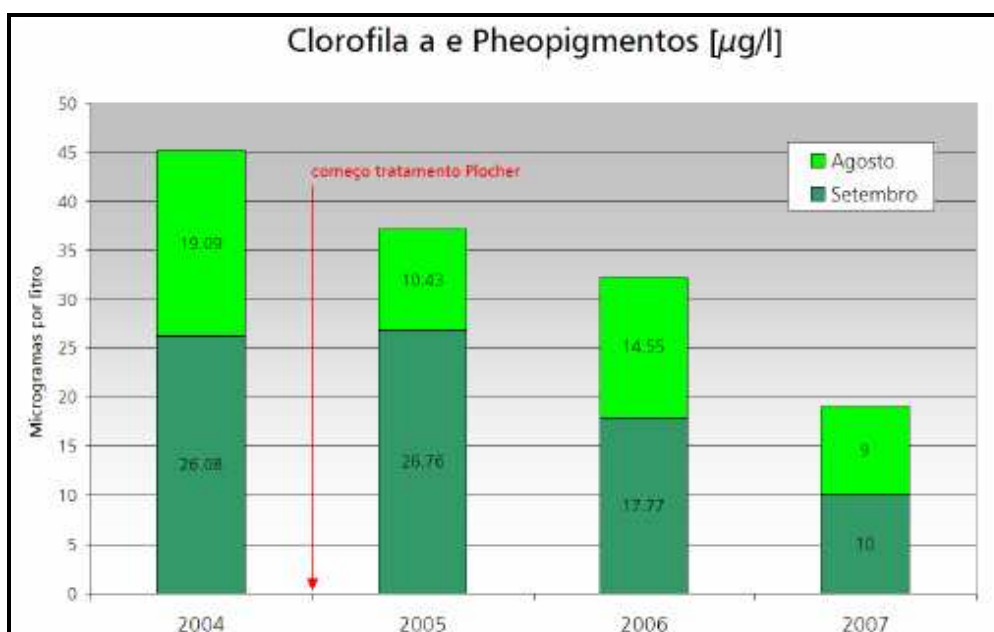


Figura 1.13 – Resultado da redução de clorofila a e feopigmentos. [Fonte: Wallenstein. 2006]

Relativamente às cianobactérias o objectivo destes tratamentos é obter uma redução de 25% em relação à totalidade de algas existentes. Este objectivo só foi atingido neste lago no ano de 2007, como se vê pelo gráfico da figura 1.14. Nesse ano a redução daqueles organismos foi altamente significativa.

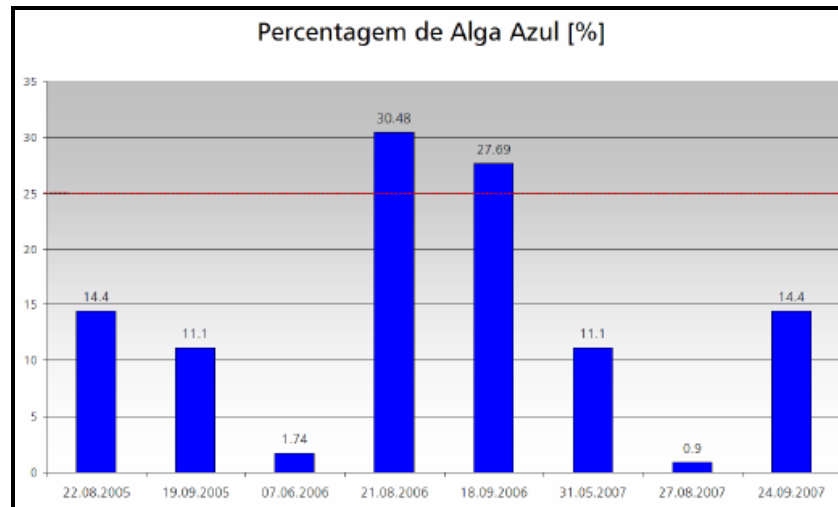


Figura 1.14 – Resultados da redução de cianobactérias. [Fonte: Wallenstein. 2006]

Em Portugal existem já exemplos de aplicação deste sistema, uma dessas aplicações foi efectuada num lago em Casal de Cambra, no concelho de Sintra. (Wallenstein, 2006)

Neste caso, a acumulação de lodo e algas no lago do parque da Junta de Freguesia de Casal de Cambra foi o principal problema.

Após 3 a 4 semanas desde a primeira aplicação foi possível comprovar a redução de algas que antes emergiam. Por outro lado também a quantidade de lodo começou a regredir, sendo possível visualizar o fundo do lago. Constatou-se também um desenvolvimento dos peixes existentes no lago. Foram feitas aplicações mensais do produto até a estabilização do lago.

Os processos aeróbios de decomposição do lodo foram activados, tornando a água mais clara e limpa, e activando e equilibrando a microbiologia do lago.

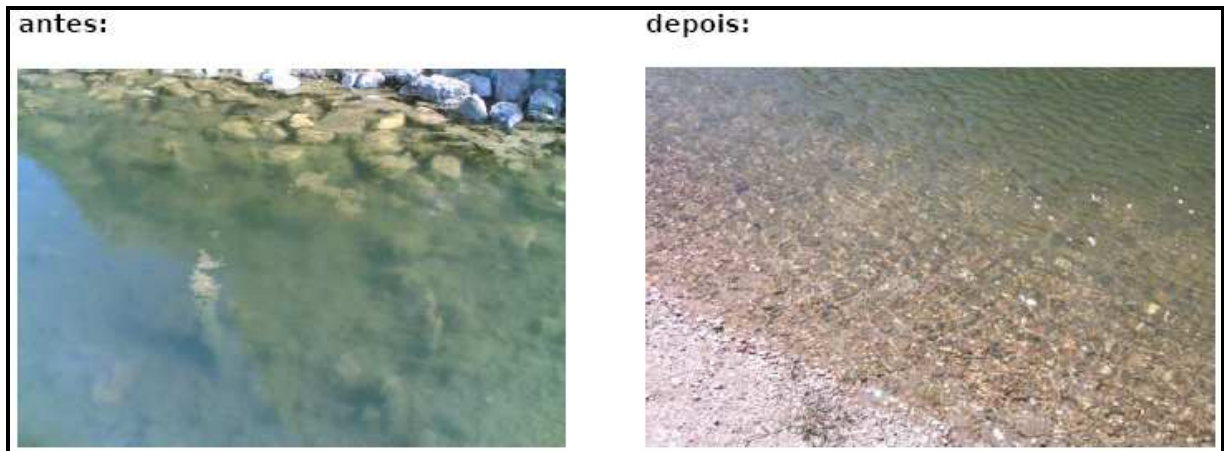


Figura 1.15 – Resultado da aplicação do Sistema Plocher num lago em Casal de Cambra. [Fonte: Wallenstein. 2006]

Um outro exemplo da utilização deste sistema foi na Alemanha, num lago balnear, como tratamento para eutrofização. O principal problema neste lago foi o crescimento de algas e excesso de bactérias coliformes, que obrigou ao fecho do lago à utilização pública.

Após aplicação do sistema, verificou-se que o crescimento de algas ocorreu apenas ao nível do fundo do lago e o número de bactérias coliformes diminuiu, encontrando-se abaixo do valor limite. Até os valores de oxigénio dissolvido aumentaram. (Wallenstein, 2006)

Também na Alemanha, no Jardim Zoológico de Walsrode, este sistema foi aplicado num pavilhão de floresta tropical com espécies de aves. A água deste pavilhão é recirculada em circuito fechado, havendo apenas reposição de água evaporada, apresentando-se límpida, sem maus cheiros e com óptima qualidade, esta comprovada por análises. (Wallenstein, 2006)

Um outro caso estudo na Alemanha (Swiftnature, 2007), trata de uma lagoa balnear que apresentava uma elevada quantidade de algas à superfície e apenas 15 cm de penetração de luz. Todos os anos a camada de sedimentos aumentava.

No espaço de dois anos, a cor da água mudou, ficando mais clara, as algas desapareceram quase por completo, a penetração de luz atingiu 1,5 m, os sedimentos diminuíram em 80% e os maus odores desapareceram. A regeneração completa durou três anos, mas ao fim do segundo já se verificavam ótimos resultados. O terceiro ano de tratamento serviu para estabilizar o balanço ecológico.



Figura 1.16 – Lagoa antes do tratamento. [Fonte: Swiftnature, 2007]



Figura 1.17 – Lagoa após tratamento. [Fonte: Swiftnature, 2007]

Em outro caso, também na Alemanha (Swiftnature, 2007), o tratamento foi aplicado num “spa” termal no lago Glockensee. O lago apresentava problemas de algas e bactérias

coliformes. Durante anos tentaram-se vários tipos de tratamento, incluindo cloragem, até que em 1982 as autoridades fecharam o “spa” devido a poluição por bactérias. Em 1988, Roland Plocher foi contactado e foi-lhe permitida a instalação do seu sistema. Hoje em dia a poluição por bactérias encontra-se abaixo dos limites legais.



Figura 1.18 – Aspecto do lago nos dias de hoje. [Fonte: Swiftnature, 2007]

Em Londres (Swiftnature, 2007), este sistema foi aplicado nos lagos Serpentine e Long Water, assim como nas fontes do jardim italiano do parque Hyde e jardins Kensington. O objectivo era melhorar a qualidade da água e reduzir os sedimentos no lago.

1.4 Legislação Aplicável a Águas Superficiais.

Devido às preocupações crescentes de escassez e de qualidade de água na Europa, foi criado um conjunto de instrumentos legislativos que garantam a preservação das massas de águas, superficiais e subterrâneas.

A nível europeu surgiu a Directiva Quadro da Água (DQA), em Outubro de 2000, que estabelece um quadro de acção comunitária no domínio da política da água, de modo a proteger as águas e alcançar uma boa qualidade destas assegurando a sua utilização sustentável. A DQA foi transposta para a legislação de cada país da união europeia, de acordo com as suas próprias legislações. Em Portugal a transposição da DQA é feita na Lei n.º 58/2005, de 29 de Dezembro.

Em Portugal, o Decreto-Lei (DL) 236/98, de 1 de Agosto de 1998 contem legislação sobre a qualidade da água, e protecção das águas superficiais e subterrâneas contra a poluição provocada por certas substâncias perigosas. Estabelecendo normas, critérios e objectivos de qualidade da água em função dos seus principais usos e define as normas de descarga das águas residuais no domínio hídrico, com a finalidade de proteger os meios aquáticos e a saúde pública. (Plano Nacional da Água, 2003)

Neste caso, tratando-se de uma lagoa paisagística, onde a água não tem nenhum uso definido, a legislação aplicável é a de qualidade mínima para águas superficiais, estabelecido no anexo XXI do DL 236/98.

Na tabela 1.4 são apresentados os limites legais de alguns parâmetros, para a qualidade mínima de águas superficiais.

Tabela 1.4– Anexo XXI do DL 236/98. [Fonte: Decreto - Lei 236/98, 1998]

pH	Escala de Sorensen	5,0-9,0
Temperatura	°C	30
Variação da temperatura	°C	3
Oxigénio dissolvido	% de saturação	50
CBO ₅	O ₂ mg/l	5
Azoto amoniacal	N mg/l	1
Fósforo total	P mg/l	1
Cloratos	Cl mg/l	250
Sulfatos	SO ₄ mg/l	250
Clorofénis	µg/l, por composto	100
Hidrocarbonetos aromáticos polinucleares	µg/l	100
Substâncias tensoactivas aniónicas	mg/l	0,5
Pesticidas:		
Total	µg/l	2,5
Por substância individualizada	µg/l	0,5
Bifenilopoliclorados (PCB)	µg/l	20
Azoto Kjeldhal	N mg/l	2
Cloratos totais	Cl mg/l	0,05
Arsénio total	As mg/l	0,1
Cádmio total	Cd mg/l	0,01
Chumbo total	Pb mg/l	0,05
Crómio total	Cr mg/l	0,05
Cobre total	Cu mg/l	0,1
Mercurio total	Hg mg/l	0,001
Níquel total	Ni mg/l	0,05
Zinco total	Zn mg/l	0,5

2 Objectivos

Este trabalho teve como objectivo determinar o estado trófico da Lagoa da Malagueira (Évora) e propor medidas de remediação e prevenção para reverter o estado trófico e prevenir uma nova degradação da qualidade da água.

3 Metodologia

3.1 Amostragem

Para a colheita de amostras foram seleccionados os pontos de amostragem com base no tamanho da lagoa e em função das linhas de água que lhe dão origem.

Uma vez que se trata de uma lagoa relativamente pequena foram seleccionados apenas três pontos de amostragem dentro da lagoa. Os pontos seleccionados foram escolhidos em função da profundidade (ponto 1), arejamento (ponto 2) e distância à confluência das linhas de água (ponto 3).

Fora da lagoa foram seleccionados outros três pontos, nas linhas de água que drenam para a lagoa. Um dos pontos seleccionados situa-se na confluência das três linhas de água (ponto 5), enquanto os outros dois pontos foram escolhidos em zonas em que se verificam descargas exógenas nas linhas de água. (ponto 6 e 7).

No quadro 3.1 estão indicados os pontos de amostragem e na figura 3.2 estão indicadas as localizações dos mesmos.

Quadro 3.1 – Pontos de Amostragem.

Ponto	1	2	3	5	6	7
Localização	Zona mais funda, junto ao muro	Meio da Lagoa, junto ao repuxo	Junto à confluência com a linha de água	Linha afluente à lagoa	Ponto de descarga da linha de água do Norte	Linha de Água a Sudoeste

A linha de água a sudoeste (Ponto 7), onde o colector pluvial descarrega, deveria estar seca durante a primeira colheita uma vez que esta foi efectuada durante a Primavera/Verão e não

chovia há alguns meses. Isto não se verificou uma vez que deverá haver descargas exógenas no colector pluvial, que descarrega para esta linha de água, provavelmente oriundas dos quintais da urbanização adjacente.



Figura 3.1 – Linha de Água a Sudoeste (Ponto 7), na colheita de Outubro.



Figura 3.2 – Pontos de amostragem [Fonte: Google Earth]

Foram efectuadas duas campanhas de amostragem, a primeira a 18 de Junho de 2008 e a segunda a 24 de Outubro de 2008.

As amostras foram recolhidas através de uma garrafa do tipo Van Dorn e armazenadas em frascos de vidro para determinação de fósforo, frascos esterilizados para determinação de parâmetros microbiológicos e frascos de polietileno para as restantes análises. No ponto 1 foram recolhidas amostras a diferentes profundidades devido a este ponto apresentar a profundidade máxima da lagoa (3 m). Neste ponto as amostras foram recolhidas à superfície, a meio e a dois metros de profundidade, de modo a não interferir com os sedimentos.

As análises “in situ” foram realizadas através de uma sonda multi-paramétrica (Horiba, U10), que registou os valores de temperatura, oxigénio dissolvido, pH, turvação e condutividade. Estes parâmetros foram medidos a várias profundidades de modo a verificar se ocorria estratificação térmica na lagoa.

A transparência da massa de água foi medida através da determinação da profundidade máxima de observação de disco de Secchi.

3.2 Caracterização das amostras

3.2.1 Oxidabilidade

A oxidabilidade mede a quantidade de matéria orgânica existente numa água e que pode ser quimicamente oxidável, numa massa de água.

O método utilizado foi o referido na Norma ISO 8467 (1986) (Índice de Permanganato).

O método baseia-se na oxidação da matéria orgânica pelo permanganato de potássio. Os resultados são expressos em massa de oxigénio ($\text{mg O}_2/\text{L}$) equivalente ao permanganato consumido na oxidação da matéria orgânica. (Norma ISO 8467, 1986)

3.2.2 Sólidos em Suspensão Totais

Os sólidos em suspensão totais foram determinados através de uma filtração em membrana de microfibras de vidro (Whatman GF/C) e secagem em estufa a $103 - 105^\circ\text{C}$ até peso constante (Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 1998).

3.2.3 Azoto

Azoto Amoniacal

A determinação do azoto amoniacal foi efectuada pelo Método de Nessler. (Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 1995)

O Método de Nessler é um método colorimétrico que se baseia no desenvolvimento de uma coloração amarela devida à reacção do reagente Nessler com o ião NH_4^+ . A intensidade de coloração desenvolvida foi medida por espectrofotometria (Pharmacia LKB – Ultrospec Plus Spectrophotometer), a um comprimento de onda de 425 nm.

Devido à ocorrência de interferências, as amostras foram previamente destiladas. O destilado recolhido numa solução de ácido bórico sem indicador, e a metodologia foi aplicada aos destilados obtidos.

Azoto Kjeldhal

O azoto kjeldhal foi determinado pelo método de doseamento volumétrico do azoto amoniacal após mineralização ácida da matéria orgânica na presença de selénio como catalisador. (Norma Internacional ISO 5663, 1984)

Nitritos e Nitratos

Os nitritos e nitratos foram determinados por cromatografia iónica (Dionex).

No método utilizado os limites de detecção foram de 0,015 mg/L e 0,026 mg/L, para nitratos e nitritos, respectivamente.

3.2.4 Fósforo

Ortofosfatos

Os ortofosfatos foram determinados pelo método colorimétrico com redução pelo ácido ascórbico. O molibdato de amónio e o tartarato de potássio e antiamónio reagem em meio ácido com o ortofosfato e forma-se ácido fosfomolibdico, que é reduzido pelo ácido ascórbico a azul de molibdénio. A intensidade de coloração desenvolvida foi determinada em espectrofotómetro (Pharmacia LKB – Ultrospec Plus Spectrofotometer) a comprimento de onda de 880 nm. (Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 1998)

Fósforo Inorgânico Total

O fósforo inorgânico (solúvel e não solúvel) foi convertido a ortofosfatos através de uma hidrólise ácida, a quente. Os ortofosfatos resultantes foram determinados pelo método colorimétrico anteriormente descrito. (Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 1998)

Fósforo Total

O fósforo total foi determinado por conversão a ortofosfatos através de uma digestão ácida com persulfato e a quente. (Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 1998)

Fósforo Orgânico

O fósforo orgânico foi determinado por diferença entre o fósforo total e o inorgânico total.

Fósforo Orgânico = Fósforo Total – Fósforo Inorgânico Total

3.2.5 *Clorofila a*

A clorofila *a* foi determinada por espectrofotometria (Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 1998), após filtração das amostras em membrana de microfibras de vidro Whatman GF/C e extracção dos pigmentos com acetona a 90%.

3.2.6 *Parâmetros Microbiológicos*

A determinação dos Coliformes, totais e fecais, foi efectuada pelo método de fermentação em tubos múltiplos, com cálculo do número mais provável (NMP). Este número representa uma estimativa da densidade de coliformes na amostra.

A presença destes microrganismos é detectada pela formação de gás dentro dos tubos.

Para determinação do NMP recorre-se a tabelas que se baseiam na teoria de distribuição de Poisson.

A determinação de estreptococos foi efectuada através de filtração por membrana estéril e incubação em meio de cultura adequado a estes. (Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 1998)

3.3 Índice de Estado Trófico e Classificação da Lagoa

3.3.1 Índice de Estado trófico

O estado trófico da lagoa foi determinado, de acordo com a metodologia descrita por Carlson (1977), com base na transparência da água (disco de Secchi), e nas concentrações de fósforo total e clorofila *a*. As equações definidas por Carlson (1977) para a determinação dos Índices de Estado Trófico (TSI) e utilizados neste trabalho são as seguintes:

$$TSI = 10 \times (6 - \log_2 SD)$$

$$TSI = 10 \times (6 - \frac{\log_2 7,7}{Cl a^{0,68}})$$

$$TSI = 10 \times (6 - \frac{\log_2 48}{TP})$$

4 Resultados e Discussão

As figuras seguintes demonstram a ocorrência de algumas diferenças ao longo da profundidade e da sazonalidade, que se verificam no interior da lagoa.

Estas figuras podem ser complementadas com os valores de análise “in-situ” apresentados nos quadros 4.1 e 4.2.

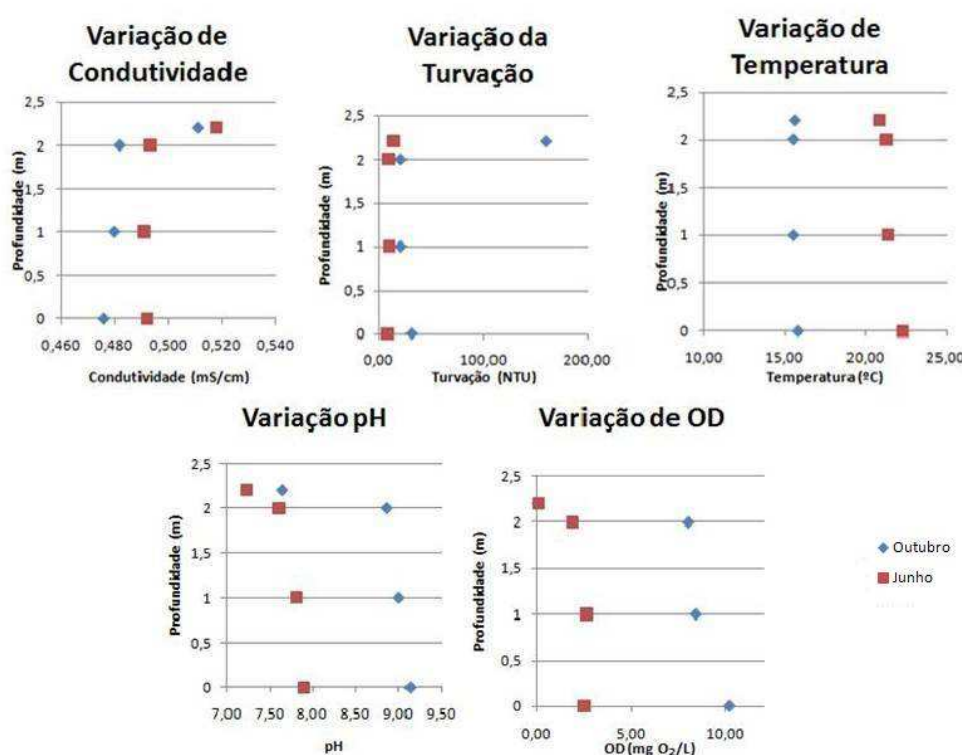


Figura 4.1 – Variações ao longo da profundidade e sazonalidade em P1.

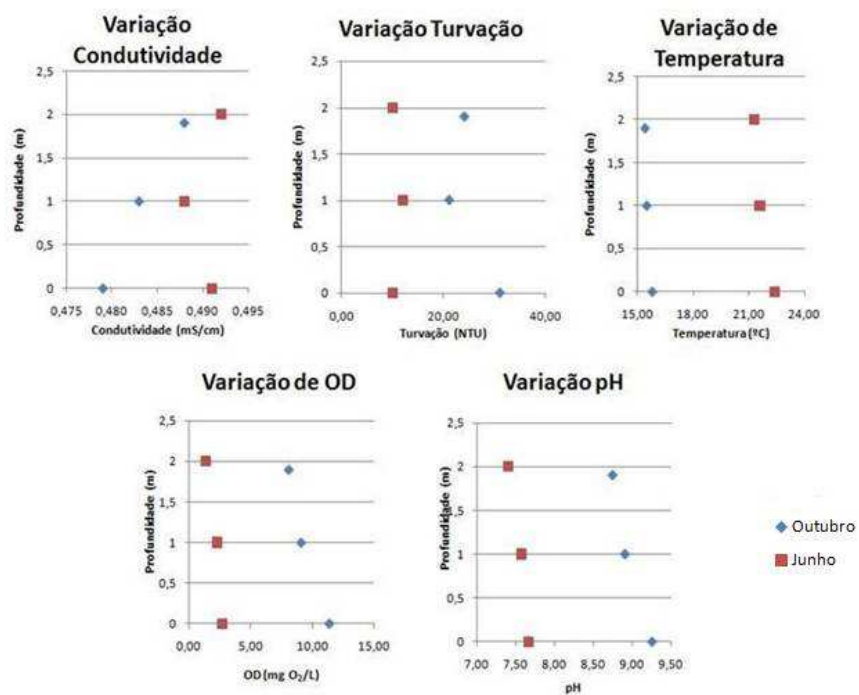


Figura 4.2- Variações ao longo da profundidade e sazonalidade em P2.

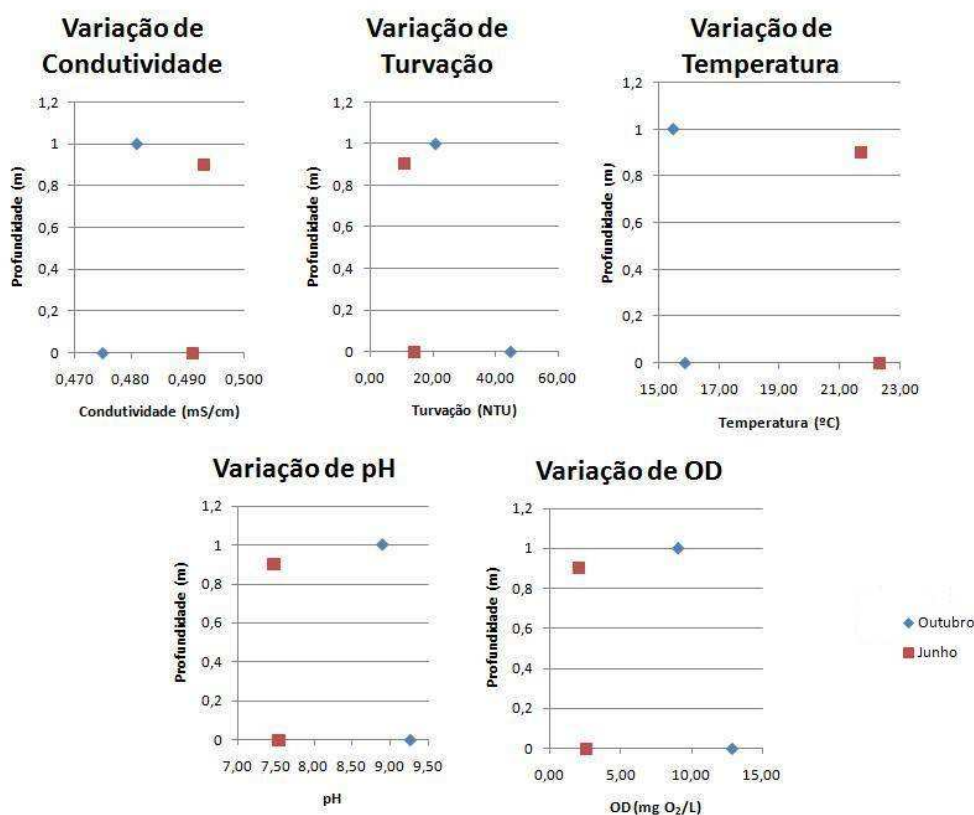


Figura 4.3 – Variações ao longo da profundidade e sazonalidade em P3.

Podemos verificar que da amostragem efectuada em Junho para a efectuada em Outubro houve uma diminuição nos valores de condutividade e de temperatura. Por outro lado os valores de pH, turvação e OD aumentaram.

Apesar de se tratar de uma lagoa pouco profunda, podemos verificar que existia uma ligeira estratificação na massa de água, uma vez que os valores de pH e OD diminuíram sempre com a profundidade, e a condutividade aumentou sempre em profundidade em toda a lagoa, revelando diferentes características da água junto ao fundo. As diminuições de pH e OD no ponto 3 não foram muito acentuadas, em especial na primeira amostragem, este facto pode ser explicado pelo facto de a lagoa nesta zona ser ainda menos profunda. Verificamos também

uma ligeira diminuição da temperatura em profundidade, que poderia traduzir-se na ocorrência de uma estratificação térmica mas as diferenças que se verificam são muito baixas.

Em relação à turvação verificamos que a sua variação em profundidade varia nas diferentes zonas da lagoa. Nos diferentes pontos, em profundidade, a turvação umas vezes aumentou para depois diminuir. Isto poderá ser explicado pela existência de bandas algais a profundidades intermédias.

Em geral, as variações verificadas em profundidade variam de igual modo em toda a lagoa.

Nos quadros (4.1 e 4.2) seguintes estão apresentados os resultados das medições “in-situ” e as análises efectuadas às amostras recolhidas no interior da Lagoa da Malagueira.

Quadro 4.1 – Resultados obtidos na análise efectuada às amostras recolhidas no interior da Lagoa da Malagueira, na primeira amostragem.

Data	18 de Junho							
Hora (início)	10h45							
Estado do Tempo	Soalheiro							
Temperatura Ambiente (°C)	27			27			35	
Profundidade da lagoa (m)	3			2			1,1	
Pontos de Amostragem	P1			P2			P3	
Níveis de profundidade	0 m	1 m	2,2 m	0 m	1 m	2 m	0 m	0,9 m
Profundidade de Penetração de Luz (m)	1			1			1	
Temperatura da água (°C)	22,3	21,4	20,9	22,4	21,6	21,3	22,3	21,7
Oxigénio Dissolvido (mg/L)	2,5	2,6	0,1	2,7	2,3	1,4	2,6	2,1
Oxigénio Dissolvido (% de saturação)	29	30	1	32	27	16	31	24
pH	7,9	7,82	7,23	7,66	7,57	7,4	7,54	7,47
Condutividade (mS/cm)	0,492	0,491	0,518	0,491	0,488	0,492	0,491	0,493
Turvação (NTU)	8	10	14	10	12	10	14	11
Oxidabilidade (mg O2/L)	8			8			10	
SST (mg/L)	14			11			9	
Clorofila a (mg/m3)	7,9			8,9			5,1	
Fósforo Inorgânico Total (mg P/L)	0,22			0,17			0,15	
Fósforo Inorgânico Solúvel (mg P/L)	0,15			0,12			0,13	
Fósforo Total (mg P/L)	0,33			0,24			0,22	
Fósforo Total Solúvel (mg P/L)	0,18			0,15			0,16	
Fósforo Orgânico (mg P/L)	0,11			0,07			0,07	
Ortofosfatos (mg P/L)	0,15			0,11			0,12	

Data	18 de Junho		
Hora (início)	10h45		
Estado do Tempo	Soalheiro		
Temperatura Ambiente (°C)	27	27	35
Profundidade da lagoa (m)	3	2	1,1
Pontos de Amostragem	P1	P2	P3
Azoto Kjeldhal (mg N/L)	2,8	2,5	2,5
Azoto Amoniacal (mg N/L)	0,5	0,6	0,5
Azoto Orgânico (mg N/L)	2,3	2	2,1
Nitratos (mg N/L)	0,6	0,4	0,4
Nitritos (mg N/L)	-	-	-
Azoto Total (mg N/L)	3,4	2,9	2,9
Coliformes Totais (/100 ml)	$2,7 \cdot 10^5$	$9,2 \cdot 10^5$	$2,3 \cdot 10^3$
Coliformes Fecais (/100 ml)	<2	<2	<2
Estreptococos Fecais (/100 ml)	$6,2 \cdot 10^2$	$5 \cdot 10^2$	81

Quadro 4.2 - Resultados obtidos na análise efectuada às amostras recolhidas no interior da Lagoa da Malagueira, na segunda amostragem.

Data	24 de Outubro							
Hora	10h40			11h				
Estado do Tempo	Soalheiro							
Temperatura Ambiente (°C)	24			24			24	
Profundidade da lagoa	2			1,9			1,2	
Pontos de Amostragem	P1			P2			P3	
Níveis de profundidade	0 m	1 m	2 m	0 m	1 m	1,9 m	0 m	1 m
Profundidade de Penetração de Luz (m)	0,2			0,2			0,2	
Temperatura da água (°C)	15,8	15,5	15,5	15,8	15,5	15,4	15,9	15,5
Oxigénio Dissolvido (mg/L)	10,2	8,4	8	11,4	9,1	8,1	12,9	9,1
Oxigénio Dissolvido (% de saturação)	106	87	83	119	94	84	135	94
pH	9,13	9	8,86	9,26	8,91	8,75	9,26	8,9
Condutividade (mS/cm)	0,476	0,48	0,482	0,479	0,483	0,488	0,475	0,481
Turvação (NTU)	30	20	20	31	21	24	45	21
Oxidabilidade (mg O2/L)	10			17			9	
SST (mg/L)	19			20			20	
Clorofila a (mg/m3)	146,6			210,1			233,9	
Fósforo Inorgânico Total (mg P/L)	0,22			0,25			0,24	
Fósforo Inorgânico Solúvel (mg P/L)	0,1			0,11			0,13	
Fósforo Total (mg P/L)	0,29			0,25			0,41	
Fósforo Total	0,14			0,16			0,19	

Data	24 de Outubro		
Hora	10h40	11h	
Estado do Tempo	Soalheiro		
Temperatura Ambiente (°C)	24	24	24
Profundidade da lagoa	2	1,9	1,2
Pontos de Amostragem	P1	P2	P3
Solúvel (mg P/L)			
Fósforo Orgânico (mg P/L)	0,07	0,01	0,17
Ortofosfatos (mg P/L)	0,08	0,09	0,11
Azoto Kjeldhal (mg N/L)	2,1	2,5	2,5
Azoto Amoniacal (mg N/L)	0,3	0,4	0,4
Azoto Orgânico (mg N/L)	1,8	2,2	2,1
Nitratos (mg N/L)	0,4	0,3	0,1
Nitritos (mg N/L)	0,02	0,02	0,02
Azoto Total (mg N/L)	2,5	2,8	2,6
Coliformes Totais (/100 ml)	$2,8 \cdot 10^5$	$1,4 \cdot 10^5$	$1,4 \cdot 10^5$
Coliformes Fecais (/100 ml)	$1,4 \cdot 10^4$	$2,2 \cdot 10^4$	$7,0 \cdot 10^4$
Estreptococos (/100 ml)	17	100	50

Os valores de OD dentro da lagoa sofreram um aumento acentuado desde Junho até Setembro. Na primeira amostragem verifica-se que os valores de OD estão abaixo dos valores legislados para a qualidade mínima de águas superficiais, por outro lado os valores da segunda amostragem estão muito acima do valor legislado (50%), revelando o que poderá ser uma elevada taxa de fotossíntese.

Verificou-se um aumento na quantidade de SS existentes na lagoa, entre as duas amostragens, especialmente acentuado no ponto 3.

A oxidabilidade aumentou nos pontos mais profundos da lagoa, no ponto 3 teve um ligeiro decréscimo.

Verificou-se um aumento bastante elevado nas concentrações de Cl α , entre Junho e Outubro. Este aumento significativo explica o aumento de turvação existente, a diminuição da penetração de luz, e ainda o aumento de OD devido a actividade fotossintética.

A determinação dos parâmetros microbiológicos é importante, uma vez que uma água contaminada biologicamente põe em risco a saúde pública. Em princípio este factor não se aplica neste caso, uma vez que não deverá haver contacto por parte da população com a água. No entanto deve ser considerado no caso de algum acidente ou descuido.

Os valores encontrados estão abaixo dos valores típicos para água residual (Metcalf & Eddy, 2003), mas ainda assim são elevados, indicando existir uma contaminação microbiológica acentuada.

Em termos de coliformes fecais verificou-se um aumento elevado nos valores registados em Outubro, em relação aos valores de Junho. Este aumento foi significativo e indica que ocorreram descargas de águas residuais domésticas na lagoa. A presença de estreptococos

fecais na massa de água também revelam a existência de contaminação de origem fecal, desta vez mais acentuada em Junho do que em Outubro.

Os resultados de fósforo total encontram-se abaixo dos limites legislados no anexo XXI, do DL 236/98. Os valores desta forma de fósforo não sofreram grandes alterações, entre Junho e Outubro, apenas no ponto 3 aumentou consideravelmente a sua concentração. No entanto, é de referir que as concentrações de fósforo total são extremamente elevadas para águas naturais, sendo característicos de meios altamente eutrofizados.

Os ortofosfatos sofreram uma diminuição entre Junho e Outubro, mais acentuada nos pontos 1 e 2. Esta diminuição pode ser explicada pela grande abundância de fitoplâncton que se verificou e que levou ao seu consumo. As pequenas variações do fósforo total e inorgânico influenciam os valores finais de fósforo orgânico que diminuiu nos pontos 1 e 2, mas aumentou no ponto 3.

Os valores medidos de azoto kjeldhal encontram-se acima dos valores legislados no anexo XXI, do DL 236/98, por outro lado o azoto amoniacal encontra-se abaixo dos limites do mesmo anexo.

As variações entre as duas amostragens não foram muito significativas, apesar da ligeira diminuição do azoto total. Os nitritos não foram detectados na primeira amostragem, podendo existir em concentrações abaixo do limite de detecção da metodologia utilizada. Na segunda amostragem os valores foram relativamente baixos.

Nos quadros seguintes (4.3 e 4.4) são apresentados os resultados obtidos das linhas de água.

Quadro 4.3 – Resultados obtidos na análise efectuada às amostras recolhidas nas linhas de água, na primeira amostragem.

Data	18 de Junho		
Hora			
Estado do Tempo	Soalheiro		
Temperatura Ambiente (°C)	35	35	35
Pontos de Amostragem	P5	P6	P7
Temperatura da água (°C)	17,8	19,8	21
Oxigénio Dissolvido (mg/L)	2,5	5,2	0,1
Oxigénio Dissolvido (% de saturação)	27	59	1
pH	7,34	7,73	8,5
Condutividade (mS/cm)	0,743	0,745	0,94
Turvação (NTU)	4	2,6	102
Oxidabilidade (mg O ₂ /L)	7	9	9
SST (mg/L)	6	20	31
Clorofila a (mg/m ³)	2,1	3,1	8,1
Fósforo Inorgânico Total (mg P/L)	0,44	0,71	1,75
Fósforo Inorgânico Solúvel (mg P/L)	0,4	0,63	1,53
Fósforo Total (mg P/L)	0,51	0,79	2,16
Fósforo Total Solúvel (mg P/L)	0,42	0,66	1,7
Fósforo Orgânico (mg P/L)	0,07	0,09	0,41
Ortofosfatos (mg P/L)	0,4	0,63	0,97
Azoto Kjeldhal (mg N/L)	4	8	23
Azoto Amoniacal (mg N/L)	2	4	15
Azoto Orgânico (mg N/L)	2	4	8
Nitratos (mg N/L)	5	5	-
Nitritos (mg N/L)	-	-	-
Azoto Total (mg N/L)	9	13	13

Quadro 4.4 - Resultados obtidos na análise efectuada às amostras recolhidas nas linhas de água, na segunda amostragem.

Data	24 de Outubro		
Hora (início)	11h40		
Estado do Tempo	Soalheiro		
Temperatura Ambiente (°C)	24	24	24
Pontos de Amostragem	P5	P6	P7
Temperatura da água (°C)	14,3	16,3	-
Oxigénio Dissolvido (mg/L)	3,1	4,9	-
Oxigénio Dissolvido (% de saturação)	31	51	-
pH	7,8	7,97	8,04
Condutividade (mS/cm)	0,809	0,846	-
Turvação (NTU)	2	10	-
Oxidabilidade (mg O ₂ /L)	8	7	13
SST (mg/L)	3	11	11
Clorofila a (mg/m ³)	4,7	4,8	0,6
Fósforo Inorgânico Total (mg P/L)	0,4	0,8	1,26
Fósforo Inorgânico Solúvel (mg P/L)	0,37	0,75	1,14
Fósforo Total (mg P/L)	0,42	0,81	1,36
Fósforo Total Solúvel (mg P/L)	0,38	0,76	1,19
Fósforo Orgânico (mg P/L)	0,02	0,01	0,1
Ortofosfatos (mg P/L)	0,36	0,74	1,18
Azoto Kjeldhal (mg N/L)	1	3	34
Azoto Amoniacal (mg N/L)	1	3	9
Azoto Orgânico (mg N/L)	1	0	26
Nitratos (mg N/L)	82	173	84
Nitritos (mg N/L)	1	2	2
Azoto Total (mg N/L)	84	179	121
Coliformes Totais (/100 ml)	2,4*10 ⁶	2,4*10 ⁶	-
Coliformes Fecais (/100 ml)	2,4*10 ⁶	2,4*10 ⁶	-
Estreptococos (/100 ml)	Incontáveis	Incontáveis	-

Na confluência das três linhas de água (ponto 5) verificou-se um ligeiro aumento no OD entre as duas amostragens mas o seu valor foi sempre muito baixo, muito inferior à concentração de saturação para a temperatura que se verificava. Por outro lado a turvação diminuiu tal como a temperatura. Esta diminuição de temperatura está relacionada com a diminuição da temperatura no ar. A condutividade e o pH não sofreram grandes alterações.

No ponto 6 verificou-se, de igual modo, uma diminuição da temperatura. A turvação aumentou significativamente, por outro lado o OD, condutividade e pH não sofreram grandes alterações. A linha de água a sudoeste (ponto 7), não apresentava caudal na altura da segunda amostragem pelo que não foi possível efectuar medições “in-situ”, mas foi recolhida uma amostra da água estagnada para análise em laboratório. Não é possível uma comparação dos valores destas medições, apenas o pH pode ser comparado e não sofreu grande alteração.

No ponto 5 verifica-se um ligeiro aumento de OD, enquanto que no ponto 6 diminuiu. No ponto 7 o OD tinha um valor muito baixo, durante a amostragem efectuada em Junho, o que indicava a existência de condições próximas de anaerobiose. Em Outubro esta determinação não foi possível.

Nas linhas de água a quantidade de SS diminuiu, de Junho para Outubro.

Verificou-se um aumento na linha de água a sudoeste (ponto 7) indicando um aumento da matéria orgânica presente nesta linha de água.

Relativamente à clorofila *a*, diminuiu no ponto 7 enquanto nos outros pontos aumentou ligeiramente.

Os resultados das análises microbiológicas, efectuadas às linhas de água, não podem ser comparados sazonalmente, uma vez que não foram efectuadas na primeira amostragem.

Os resultados obtidos reportam a existência de concentrações típicas de águas residuais, o que veio comprovar a descarga de águas residuais nas linhas de águas e é preocupante pois estes vão drenar para dentro da lagoa influenciando a qualidade da sua água.

No ponto 5 todas as formas de fósforo diminuíram ligeiramente entre Junho e Outubro, ao contrário do que se verificava no ponto 6. O ponto 7 também sofreu uma diminuição nas formas de fósforo à excepção dos ortofosfatos, mas as concentrações encontradas, mais elevadas que nas restantes linhas de água, são mais um indicativo da descarga de águas residuais domésticas neste afluente.

O azoto total aumentou consideravelmente entre Junho e Outubro. Este é o resultado das variações ocorridas nas formas de azoto determinadas.

Todos os pontos de amostragem apresentaram aumentos consideráveis de nitratos, especialmente o ponto 7, se considerarmos que na primeira amostragem o valor encontrado estava abaixo do limite de detecção. Em todos os pontos foram encontrados nitritos, os quais anteriormente não tinham sido detectados.

Os valores obtidos para os Índices de Estado trófico de Carlson (TSI) são apresentados no quadro 4.5.

Como se pode observar, todos os valores de TSI encontrados na primeira amostragem se situa entre 50-70, o que permite classificar a lagoa como eutrófica. Na segunda colheita verificou-se uma diminuição ainda mais acentuada da transparência da água, o que promoveu um aumento do TSI, que atingiu valores característicos de hipertrofia. No entanto o também elevado aumento de clorofila a não alterou a classificação trófica.

Quadro 4.5 – Resultados de TSI, propostos por Carlson.

	Junho			Outubro		
Parâmetro	Transparência da Água (m)	Fósforo Total ($\mu\text{g P/L}$)	Clorofila a ($\mu\text{g/L}$)	Transparência da Água	Fósforo Total ($\mu\text{g P/L}$)	Clorofila a ($\mu\text{g/L}$)
Resultado	1	264	7,3	0,2	317	196,8
TSI	60	60	52	83	60	59
Classe Trófica	Eutrófico	Eutrófico	Eutrófico	Hipereutrófico	Eutrófico	Eutrófico

Quadro 4.6 – Índice de Estado Trófico, de acordo com o PNA.

	Junho	Outubro
PARÂMETRO	Concentração (mg/m3)	
Fósforo total	264	317
Biomassa clorofilina	7,3	196,8
Índice Trófico	Eutrofia	Eutrofia

Estes índices também revelam que a lagoa se encontra em estado de eutrofia, tal como o TSI de Carlson.

Em comparação com os valores determinados na classificação geral, as concentrações revelam o mesmo estado eutrófico que os índices anteriores. Nesta classificação o azoto total é incluído na caracterização do estado trófico, e este apresenta valores característicos eutróficos.

A figura seguinte mostra o estado da lagoa, na altura da segunda amostragem. Verifica-se pela imagem que existe uma quantidade elevada de algas à superfície.



Figura 4.4 – Pormenor do estado da lagoa.

5 Proposta de Reabilitação

5.1 Medidas Preventivas

As medidas preventivas que irão ser apresentadas prendem-se com a necessidade de impedir a progressão da eutrofização, sobretudo após o tratamento da lagoa, se este for efectuado.

Os principais problemas devem-se às descargas dos colectores de águas pluviais e residuais nas linhas de água, descritas anteriormente, logo será necessário agir a este nível.

Sugere-se o redimensionamento do colector de água residual, uma vez que este nem sempre possui capacidade adequada ao caudal que recebe. Sugere-se, ainda, o desvio da descarga do colector pluvial para evitar a contaminação da linha de água, ou o seu prolongamento para jusante da lagoa. É de notar que este colector pluvial transporta muito mais do que água da chuva o que aconselharia ao seu tratamento prévio. Estas duas sugestões permitem evitar a contaminação das linhas de água que drenam para a lagoa e consequentemente a contaminação desta.

Uma vez que a zona envolvente à lagoa é uma zona relvada, alerta-se para a não fertilização da zona de modo a evitar escorrências dos fertilizantes para dentro da lagoa. A aplicação de boas técnicas de uso do solo é uma sugestão de forma a garantir a preservação de toda a área da lagoa e envolvente.

Uma vez que os nutrientes existentes na lagoa promovem o crescimento de plantas macrófitas dentro da lagoa, e ao longo da margem, estas devem removidas com frequência para que não haja aparecimento de mosquitos que poderão promover o aparecimento de doenças. Por outro lado a remoção destas plantas e recolha dos resíduos produzidos impedirá que a morte natural das plantas se torne uma fonte de nutrientes para a lagoa.

O arejamento existente no centro da lagoa deve ser mantido de modo a auxiliar a capacidade de auto-depuração da massa de água.

5.2 Medidas Curativas

Uma das medidas curativas propostas é a inactivação de fósforo, com aplicação de sulfato de alumínio.

Este processo de tratamento já foi discutido anteriormente, tal como as suas desvantagens que resultam na possibilidade de ser necessária a posterior remoção de sedimentos como complemento deste tratamento.

A adição deste composto leva à formação de flocos de hidróxido de alumínio que se depositam no fundo. Esta deposição leva ao aumento da camada de sedimentos tendo estes de ser removidos posteriormente, caso se aplique tratamentos frequentes.

Esta medida apresenta uma elevada eficácia, quase todos os tratamentos com aplicação de alumínio foram bem sucedidos na redução de fósforo, e em alguns casos houve mesmo uma melhoria no estado trófico. (Cooke, et al, 1993)

Põe-se ainda a hipótese de se proceder à limpeza da lagoa, através da remoção de sedimentos, a que levaria a uma diminuição da altura destes e promoveria um aumento na altura da coluna de água. Esta técnica que, isolada ou em conjunto com a inactivação de fósforo, poderia ser muito eficaz.

Uma outra sugestão é a aplicação do Sistema Plocher para tratamento da lagoa. No capítulo introdutório foi feita a sua apresentação e descritos alguns exemplos da eficácia do tratamento. De seguida é apresentado um orçamento aproximado da aplicação deste sistema.

ORÇAMENTOS

A aplicação dos tratamentos preconizados pelo Sistema Plocher tem custos muito elevados. Por exemplo, no caso referido do Lac des Sapins (40 ha de área), o custo dos cinco anos de tratamento foi de cerca de 500 000 €. No caso da Lagoa da Malagueira, sendo uma lagoa relativamente pequena, os custos não serão tão elevados.

Considerando a área da lagoa (2 676 m²), e com custos médios do produto de cerca de 0,11€/m².mês, sem mão-de-obra, resultaria num custo de 295 € por mês. Este seria o valor para aplicação de produto uma vez por mês. A este valor acresceriam os custos de mão-de-obra de cerca de 120 €, mais custos de deslocação para duas pessoas trabalharem durante 3 horas.

Prevendo uma aplicação por mês e somente duas pessoas, daria um total de 415€ por mês, mais custos de deslocação, o que poderá resultar num custo de aproximadamente 500 €/mês.

No entanto, uma aplicação mensal poderia revelar-se insuficiente pelo que seria necessário aumentar o número de aplicações.

Prevendo a necessidade de duas aplicações por mês durante 3 meses por ano, o tratamento teria um custo aproximado de 3 000€/ano.

É de referir que estes são custos aproximados, sendo necessário contactar a empresa e solicitar um orçamento para conhecer os custos reais do tratamento.

6 Conclusões

Após análise dos resultados da amostragem e análise da água da lagoa, pode-se concluir que esta pode ser classificada como eutrófica pois apresenta valores de TSI característicos de meios aquáticos naquelas condições.

Alguns dos parâmetros avaliados encontram-se dentro dos limites preconizados pela legislação para a qualidade mínima de águas superficiais. No entanto, a água desta lagoa apresenta uma baixa qualidade, em especial no que respeita a contaminação microbiológica. Por outro lado a contaminação microbiológica e química detectada nas linhas de água, indica que o estado de qualidade da lagoa tenderá a piorar. Com efeito, pode-se afirmar que o estado da lagoa se deve ao facto de as linhas de água que lhe dão origem estarem altamente contaminadas, possivelmente devido às descargas de colectores de águas residuais e pluviais.

Face a estes resultados conclui-se que é grande a necessidade de restauração da lagoa. No entanto, a maior exigência será a aplicação de medidas de fundo que previnam a sua futura degradação.

Relativamente às medidas preventivas conclui-se que as medidas mais importantes prendem-se com alterações relativas aos colectores existentes na bacia, uma vez que são as principais causas de contaminação da lagoa.

Em relação aos tratamentos propostos conclui-se que o Sistema Plocher será o mais indicado, apesar dos custos associados. A sua eficiência é elevada, como foi comprovado anteriormente, nomeadamente no aumento de OD e na diminuição da turvação e do crescimento de algas. Tratando-se de uma lagoa relativamente pequena, o sistema deverá produzir resultados

satisfatórios num curto período de tempo, embora seja necessário repetir o tratamento em anos subsequentes.

Para a remoção de nutrientes conclui-se que algumas das técnicas de restauração referidas poderão ser bastante eficazes, nomeadamente a remoção de sedimentos, associados ou não com a inactivação de fósforo.

Com a realização deste trabalho pode-se verificar ainda que a legislação existente para a qualidade mínima para águas superficiais é pouco exigente, e insuficiente para garantir a protecção dos meios aquáticos naturais contra a poluição.

7 Bibliografia

Closs, G., Downes, B., & Boulton, A. (2004). *"Freshwater Ecology"*. Blackweell Publishing. pp. 41-66.

Cooke, G. D., Welch, E. B., Peterson, S. A., & Newroth, P. R. (1993). *"Restoration and Management of Lakes and Reservoirs"*. Lewis Publishers.

Decreto - Lei 152/1997. (19 de Junho de 1997).

Decreto - Lei 236/98. (1 de Agosto de 1998).

Goldman, C. R., & Horne, A. J. (1983). *"Limnology"*. McGraw- Hill International Book Company. pp. 12-22

Heinonem, P., Ziglio, G., & Van der Beken, A. (2000). *"Hydrlogical and Limnological Aspects of Lake Monitoring"*. John Wiley & sons, LDT. pp. 4-10

Lerman, A., Imboden, D. M., & Gat, J. R. (1995). *"Physics and Chemistry of Lakes"*. Springer. pp. 63-67

Likens, G. E., & Wetzel, R. G. (1995). *"Limnological Analyses"*. Springer - Verlag. pp. 1-30

Metcalf, & Eddy, &. (2003). *"Wastewater Engineering - Treatment and Reuse"*. McGraw Hill. pp. 111

Norma Internacional ISO 5663. (1984).

Norma ISO 8467. (1986).

Oliveira, J. F. (2004). *"Qualidade de Água para Consumo Humano"*. Lidel. pp. 259-276;335-345.

Plano Nacional da Água. (2003). Capítulo 6.

Sapins, P. L. (2007). *Tratamento do Lac des Sapins*.

Sevrin - Reyssac, J., Noüe, J. d., & Proulx, D. (1995). "*Le recyclage du lisier du porc par lagunage*". Paris: TEC & DOC. pp. 3-23

Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. (1995). *19th*.

Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. (1998). *20th*.

Wetzel, R. G. (1993). "*Limnologia*". Fundação Calouste Gulbenkian; pp. 21-21; 269-354.

Swiftnature. (2007). *Swiftnature*. Obtido em Novembro de 2008, de http://www.swiftnature.co.uk/index_files/page320.htm; relatórios de aplicação

Wallenstein. (2006). Obtido em Novembro de 2008, de www.wallesnstein.pt; relatórios de aplicação